



Etat des lieux sur la pollution des fleuves par les PCB dans le monde Actions des pouvoirs publics Exemples de décontamination

Rapport « final »

BRGM/RP-55835-FR

Novembre 2007



Etat des lieux sur la pollution des fleuves par les PCB dans le monde

Actions des pouvoirs publics

Exemples de décontamination

Rapport « final »

BRGM/RP-55835-FR
Novembre 2007

Étude réalisée dans le cadre des projets
de Service public du BRGM 2007 « Appui à l'Administration »

JF. Brunet

Avec la collaboration de D. Darmendrail et S. Roy

Vérificateur :

Nom : F. BODENAN

Date : 20 novembre 2007

Signature :

Approbateur :

Nom : H. GABORIAU

Date : 20 novembre 2007

Signature :

En l'absence de signature, notamment pour les rapports diffusés en version numérique,
l'original signé est disponible aux Archives du BRGM.

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2000.



Mots clés :

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Etat des lieux sur la pollution des fleuves par les PCB dans le monde. Actions des pouvoirs publics. Exemples de décontamination. JF. Brunet (2007). BRGM/RP-55835-FR, 167 p, 13 ill., 15 ann.

Synthèse

Cette étude bibliographique commandée par la DIREN Rhône-Alpes, intervient dans le cadre d'une pollution par les polychlorobiphényles (PCB) détectée sur le cours du Rhône en 2005. Elle fait un état des lieux des pollutions fluviales de ce type en France, en Europe et dans le monde, à la fois sur les gammes de concentrations observées et les normes et valeurs seuils en vigueur. Les actions entreprises par les autorités et des exemples de décontamination sont également décrits. **Cette étude bibliographique n'est pas une étude scientifique comparative des fleuves mondiaux mais un simple état des lieux qui ne prétend pas être exhaustif.**

L'étude montre que l'ensemble des cours d'eau mondiaux est concerné à des degrés divers par la présence de PCB dans les sédiments et les organismes vivants. Les dépôts atmosphériques de ces polluants entraînent leur accumulation dans les milieux les plus reculés de la planète et les moins industrialisés. Mais les cours d'eau soumis à une forte pression anthropique (industries, décharges, stations d'épuration) présentent les cas les plus graves de pollutions chroniques ou accidentelles.

En effet, les PCB sont des substances persistantes et ubiquistes, ce qui les classe dans la catégorie des Polluants Organiques Persistants (POPs) visés par des conventions internationales (Stockholm 2001) et par des législations européennes et nationales sur l'eau et les denrées alimentaires. Ces réglementations évoluent avec l'acquisition des connaissances sur les caractéristiques des molécules et les progrès des méthodes d'analyse. Le comportement des PCB dans l'environnement est encore mal connu et leur toxicité est variable selon les molécules (209 congénères), les milieux et les organismes.

Les concentrations en PCB peuvent être exprimées par rapport à un congénère (ex. : PCB n°153), la totalité des congénères (PCB totaux) ou un groupe de congénères (PCB de type dioxine, PCB indicateurs, Aroclor1254). Elles peuvent aussi être indiquées en équivalent toxique (TEQ) pour les PCB de type dioxine en utilisant les facteurs de toxicité internationaux. Dans les organismes vivants, ces unités de concentrations peuvent être rapportées selon les cas : au poids frais, au poids sec, à la fraction lipidique ou à l'unité de masse d'un organe (foie) de l'animal. Aussi, les données de la littérature, souvent obtenues selon des protocoles variables et concernant des espèces vivantes différentes, sont-elles relativement peu comparables. Dans ce contexte, le rangement du niveau de pollution détectée en 2005 dans le Rhône, vis-à-vis des pollutions observées ailleurs dans le monde n'est fourni qu'à titre indicatif.

Le choix d'entreprendre une réhabilitation des cours d'eau, donne lieu à des négociations entre les différents acteurs et à des études préalables longues et coûteuses. Les études de faisabilité préalables à l'engagement des travaux pèsent les avantages et inconvénients des différents scénarios possibles. Elles prennent aussi en

compte les phénomènes d'atténuation naturelle qui peuvent donner lieu à des concentrations résiduelles comparables.

Les travaux de réhabilitation sont onéreux, bien qu'ils soient souvent réalisés sur les sections les plus polluées des cours d'eau seulement. Les exemples présentés montrent que les imprévus techniques et donc les dépassements budgétaires ne sont pas rares. Enfin, on craint parfois les effets potentiellement négatifs de tels travaux : remobilisation des polluants dans l'eau, dans les sédiments ou même dans l'atmosphère de travail des intervenants. Pour certains d'entre eux (confinement *in-situ*), c'est leur fiabilité à long terme qui est remise en cause.

Les procédés faisant appel au dragage et au confinement des sédiments semblent les plus couramment adoptés. Toutefois, selon les cours d'eau et les conditions socio-technico-économiques rencontrées, les techniques mises en œuvre sont variables et combinables : dragage mécanique ou hydraulique, excavation, destruction des molécules, confinement *in-situ* ou hors site.

Dans le cadre de cette étude bibliographique rapide, il n'est donc pas possible de donner un avis mettant en avant un procédé particulier en termes de faisabilité ou d'efficacité. La stratégie recommandée consiste donc : 1) à éliminer les sources de pollutions dans le cadre d'une démarche « coûts/avantages » mettant en jeu les meilleures techniques disponibles à un coût raisonnable ; 2) à maîtriser les sources résiduelles au travers d'un plan de gestion intégrant des perspectives de développement durable et de bilan environnemental global, 3) assurer un suivi de la qualité des sédiments pour évaluer les risques résiduels et éventuellement des zones de confinement de sédiments pollués si une telle solution était envisagée.

Sommaire

1. Contexte de l'étude bibliographique	11
1.1. ORIGINE DE L'ETUDE.....	11
1.2. RAPPELS SUR LES POLYCHLOROBIPHENYLES	11
1.2.1. Caractéristiques physico-chimiques	11
1.2.2. Toxicité	13
1.2.3. Origine et émissions	14
2. Valeurs réglementaires	17
2.1. VALEURS DE REFERENCE DE L'UNION EUROPEENNE	17
2.1.1. Concentration dans les denrées alimentaires : les poissons.....	17
2.2. FRANCE	18
2.2.1. Valeurs de référence dans l'eau.....	18
2.2.2. Valeurs de référence dans les sédiments	18
2.2.3. Valeurs de référence dans les poissons.....	19
2.3. BELGIQUE ET PAYS-BAS	19
2.3.1. Sédiments.....	19
2.4. SUISSE.....	19
2.4.1. Poissons	19
2.5. ETATS-UNIS	19
2.5.1. Poissons	19
2.5.2. Eau de rivière	20
2.5.3. Eau potable	20
3. Action des pouvoirs publics	21
3.1. ORGANISATIONS INTERNATIONALES	21
3.2. EUROPE.....	21
3.2.1. France	23
3.2.2. Actions transfrontalières	25
3.3. CANADA.....	27

4. La pollution des fleuves par les PCB	29
4.1. BILAN DE L'ETUDE	29
4.1.1. Les prélèvements d'eau	30
4.1.2. Les prélèvements de sédiments	30
4.1.3. Les prélèvements de poissons.....	31
4.2. SITUATION EN FRANCE	32
4.2.1. La situation globale des cours d'eau en France.....	32
4.2.2. Cas des fleuves français en particulier	33
4.2.3. Autres études	36
4.3. SITUATION AILLEURS EN EUROPE.....	36
4.3.1. Allemagne	37
4.3.2. Belgique	37
4.3.3. Espagne	38
4.3.4. Grèce	38
4.3.5. Italie.....	39
4.3.6. Lettonie	40
4.3.7. Pays-Bas.....	40
4.3.8. Pologne	41
4.3.9. Portugal.....	41
4.3.10. Royaume-Uni	41
4.3.11. Suisse.....	42
4.4. SITUATION DANS LE RESTE DU MONDE	42
4.4.1. Australie	42
4.4.2. Canada.....	43
4.4.3. Chine.....	43
4.4.4. Egypte	45
4.4.5. Etats-Unis.....	45
4.4.6. Japon	46
4.4.7. Russie	47
5. Exemples de gestion de crises	49
5.1. AOUT 2007 : LES RIVIERES SARINE ET GERINE EN SUISSE	49
5.2. 1991 : DIOXINES ET FURANES DANS LA RIVIERE DOE LEA AU ROYAUME-UNI EN 1991	50
5.3. ANNEES 80 : LES RIVIERES HUDSON, HOUSATONIC ET LES GRANDS LACS AUX ETATS-UNIS	51

6. Exemples de traitement de sédiments	53
6.1. FRANCE	53
6.2. CANADA.....	54
6.2.1. Canal Lachine.....	54
6.2.2. Sydney (Cap Breton)	55
6.3. ETATS-UNIS	55
6.3.1. Duwamish River (Washington)	55
6.3.2. Fox River (Wisconsin)	56
6.3.3. Hudson river (Massachusetts).....	57
6.3.4. Housatonic river (Massachusetts)	58
6.3.5. Saginaw (Ville de) (Michigan).....	59
6.3.6. Saint Laurent (New-York)	59
6.4. SUEDE	60
6.4.1. Lac Järnsjön	60
6.4.2. Fjord Örserumsviken	60
6.5. TABLEAU RECAPITULATIF DES COUTS DE TRAITEMENT.....	62
7. Dragage et traitement des sédiments pollués par les PCB	65
7.1. ETUDES PREALABLES ET CARACTERISATION DES SEDIMENTS.....	65
7.2. DRAGAGE DES SEDIMENTS.....	65
7.3. PRETRAITEMENT DES SEDIMENTS	67
7.4. TRAITEMENT DES SEDIMENTS.....	67
7.4.1. Méthodes de confinement et de stabilisation	67
7.4.2. Méthodes d'extraction des PCB	68
7.4.3. Méthodes de destruction des PCB	69
7.4.4. Comparaison des techniques de traitement	72
8. Conclusion	75
9. Bibliographie.....	79
9.1. REFERENCES CITEES	79
9.2. AUTRES SITES INTERNET UTILES	91

Liste des illustrations

Illustration 1 - Formule développée générale des PCB ($1 \leq x+y \leq 10$).....	12
Illustration 2 - Principales caractéristiques physico-chimiques et données de toxicité des PCB – Compilation d'après RITTER et STEMEROFF, 1998 - Base de données ESC 624 – sites Internet.ATSDR – Lexi-Comp – NTP-Server – Science.mcmaster. [1]	12
Illustration 3 - Distribution historique de la fabrication des PCB au Japon et en Allemagne (d'après UNEP Chemicals, août 1999) [1].	14
Illustration 4 - Emission de PCB en tonne/an (d'après PEKAR et al., 1999) [1].	14
Illustration 5 - Tableau récapitulatif (et non comparatif) des concentrations maximales de PCB totaux dans l'eau, relevées dans la littérature.....	30
Illustration 6 - Tableau récapitulatif (et non comparatif) des concentrations maximales de PCB totaux dans les sédiments, relevées dans la littérature.	31
Illustration 7 - Tableau récapitulatif (et non comparatif) des valeurs maximales relevées dans la littérature pour les concentrations de PCB totaux dans la chair musculaire de divers poissons.	31
Illustration 8 - Tableau récapitulatif (et non comparatif) des valeurs maximales relevées dans la littérature pour les concentrations en PCB type de dioxine, dioxines et furannes dans divers poissons.	32
Illustration 9 - Tableau récapitulatif des options possibles pour la réhabilitation du Canal Lachine [102]	54
Illustration 10 - Schéma récapitulatif de la répartition et des flux annuels de PCB sur le site de Örserumsviken [99]......	61
Illustration 11 - Tableau récapitulatif des coûts de dépollution des projets de traitement des rivières.	62
En 2001, une étude comparative de l'aptitude à la déchloration des PCB par les microorganismes en milieu réducteur a été conduite sur des sédiments d'origines diverses : rivière Er-Jen (Chine), rivière Hudson (Etats-Unis, NY), Lac Silver (Etats-Unis, MA), Puget Sound (Etats-Unis, WA).	69
Illustration 12 - Coûts de traitement de quelques types de déchets de PCB par incinération en Europe (transport non compris) (d'après UNEP Chemicals, décembre 1998) [1]......	70
Illustration 13 – Tableau récapitulatif des techniques de traitement des PCB obtenues par interrogation de la banque de données ASTRES (2004) [108].....	72

Liste des annexes

Annexe 1 Les facteurs de toxicité des PCB.....	93
Annexe 2 Définitions	101
Annexe 3 Exemples de mélanges commerciaux de PCB	105
Annexe 4 Comparaison des concentrations en PCB dans les moules des grands estuaires européens en 2002.....	109
Annexe 5 Zoom sur l'estuaire de la Seine	113
Annexe 6 Fiche synthétique sur les PCB réalisée par la Commission Européenne	117
Annexe 7 Demi-vies suggérées pour les polychlorobiphényles dans divers milieux naturels.....	125
Annexe 8 Valeurs réglementaires dans les denrées alimentaires en France	129
Annexe 9 Valeurs réglementaires de la convention OSPAR 1992.....	133
Annexe 10 Feuille de route du projet Superfund de la rivière Hudson	137
Annexe 11 Liste des projets de remédiation de sédiments dans la région des Grands Lacs Nord-Américains par l'US-EPA	141
Annexe 12 Carte de l'Amérique du nord.....	147
Annexe 13 Rappel des résultats de l'étude CEMAGREF 2005-2006	151
Annexe 14 Tableaux récapitulatifs des techniques de remédiation des sédiments	157
Annexe 15 Tableaux de rappel sur les unités employées et les conversions d'unité	165

1. Contexte de l'étude bibliographique

1.1. ORIGINE DE L'ETUDE

La présente étude a été commandée au BRGM (via le Service Géologique Régional Rhône-Alpes), en septembre 2007 par la DIREN (Rhône-Alpes) dans le cadre de l'appui aux administrations. Elle intervient à la suite d'une pollution identifiée à partir de 2005 dans le Rhône, depuis le département de l'Ain jusqu'à la mer. Cette étude fait partie des documents demandés par l'administration à l'occasion du Comité de Pilotage « PCB-Rhône » qui s'est tenu à Lyon le 10 octobre 2007. La demande concerne la réalisation d'une étude bibliographique spécifique parallèlement à une vingtaine d'autres fiches fournies par la DIREN dans le cadre du Comité de Pilotage.

Cette étude bibliographique a pour objectif de situer le problème de la pollution des fleuves par les PCB (PolyChloroBiphényles) au niveau national, européen et international. Elle présente les normes actuellement en vigueur en mettant en correspondance les teneurs et normes relevées dans l'enquête en vis à vis des normes européennes. Elle doit aussi préciser les plans d'action ou les mesures qui ont déjà été mis en place par les pouvoirs publics concernés pour gérer les crises et donner des exemples de décontamination connus. Enfin, un avis est demandé sur les différentes techniques de traitement réalisables et/ou efficaces.

La majeure partie de cette étude a été réalisée dans un délai court de 5 jours accordé avant la tenue du Comité de Pilotage. Une période complémentaire identique a permis d'apporter quelques ajustements au rapport après le 10 octobre. **Au vu de la masse de données disponible sur les PCB et de ce contexte de travail, il n'est pas possible de prétendre ici à la rigueur scientifique d'une étude qui aurait nécessité plusieurs mois, ni à l'exhaustivité.**

1.2. RAPPELS SUR LES POLYCHLOROBIPHENYLES

1.2.1. Caractéristiques physico-chimiques

Les PCB appartiennent à une famille de composés organo-chlorés présentant une structure moléculaire commune constituée de deux cycles aromatiques reliés par l'un de leurs sommets (Ill. 1).

Les différentes combinaisons possibles entre le nombre (entre 1 et 10) et la position des atomes de chlore (en position *ortho*, *meta* ou *para*) sur les cycles aromatiques donnent lieu à **209 congénères** numérotés (de 1 à 209) par l'International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC).

Certains PCB substitués uniquement en position *meta* et *para* sont dits **coplanaires** car leur structure chimique peut être plane dans l'espace, contrairement aux PCB substitués en position **ortho**.

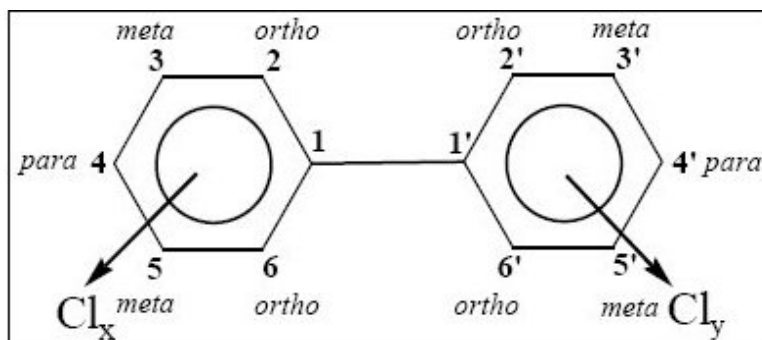


Illustration 1 - Formule développée générale des PCB ($1 \leq x+y \leq 10$).

Comme l'indique les caractéristiques mentionnées dans le tableau de l'illustration 2, les PCB sont peu solubles dans l'eau. Ils sont également plus denses que l'eau et présentent un caractère hydrophobe et lipophile.

La présence de noyaux aromatiques reliés à des atomes de chlore rend les PCB particulièrement stables. Plus le degré de chloration de la molécule est important, plus elle sera persistante dans l'environnement. Le temps de demi-vie des PCB dans l'environnement peut aller de quelques jours à plusieurs années selon les milieux (voir annexe 7).

Nom courant	PCB : Polychlorobiphényles
N°CAS (Chemical Abstracts Service)	1336-36-3
Formule brute	$C_{12}H_{(10-n)}Cl_n$
Densité	1,15 à 1,58
Pression de vapeur	4,06E-03 à 7,71E-05 mmHg
Solubilité dans l'eau	0,027 à 407 ppm
Log Ko/w	2,8 à 7,14
Constante de Henry	7,1E-03 à 1,13E-05

Illustration 2 - Principales caractéristiques physico-chimiques et données de toxicité des PCB – Compilation d'après RITTER et STEMEROFF, 1998 - Base de données ESC 624 – sites Internet.ATSDR – Lexi-Comp – NTP-Server – Science.mcmaster. [1]

Ces caractéristiques confèrent aux PCB une tendance à s'accumuler dans les graisses (**bioconcentration**) et augmenter leurs concentrations dans les organismes

vivants au long de la chaîne alimentaire (**bioamplification**) (voir la définition du **Ko/w** et de la **constante de Henry** en annexe 2).

On distingue les PCB apparentés aux dioxines (**dioxin-like PCB ou PCB-DL**) car ils présentent des propriétés biochimiques (mécanismes d'action toxique) et structurales semblables à ces molécules. Ce groupe, dont la composition est fixée par l'OMS en fonction des avancées en toxicologie, est depuis 1997 constitué de 12 congénères : PCB 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169 et 189 [103] (voir annexe 1).

Enfin, un groupe de PCB dits **PCB indicateurs**, a été arbitrairement défini sur des critères de persistance dans la chaîne alimentaire et de conditions analytiques simples (n'impliquant pas la spectrométrie de masse). Les PCB indicateurs sont les PCB 25, 52, 101, 118, 138, 153 et 180 [103] (voir annexe 1).

Les PCB apparaissent sur la liste des **polluants organiques persistants (POPs)** retenue par le protocole d'Aarhus du 24/06/1998 [1] et par la **Convention de Stockholm de 2001** [2].

Les PCB sont également qualifiés de **micropolluants** dans la mesure où leurs effets toxiques se font sentir sur l'environnement à des concentrations très faibles (de l'ordre du microgramme (10^{-6} g) ou nanogramme (10^{-9}) par litre (eau), par kilogramme de matière sèche MS (sédiments, sols), de matière grasse MG ou de masse totale (aliments) (voir annexe 15 à propos des conversion d'unité).

Voir aussi la fiche synthétique réalisée en 2000 par la Commission Européenne [57] en annexe 6 et le rapport de l'Agence Européenne de l'Environnement [58].

1.2.2. Toxicité

Les PCB sont très toxiques chez les poissons où ils s'accumulent en grande quantité dans les graisses.

Ils affectent la reproduction en provoquant des avortements chez différents animaux sauvages [1]. La contamination de l'Homme par les PCB se fait principalement par la voie alimentaire. Les PCB provoquent des effets à court terme tels que fatigue, nausées, vomissements, pertes de mémoire ; ainsi que des effets à long terme tels que des retards de croissance et des problèmes de comportement chez les enfants.

Certains PCB sont également immunodépresseurs et sont classés parmi les agents probablement cancérigènes et mutagènes pour l'Homme. Parmi les 209 PCB, 12 présentent une toxicité importante semblable à celle des dioxines (PCB dioxin-like).

Les valeurs seuils établies par les autorités pour réglementer la présence de PCB dans les eaux, les sols et les organismes vivants tiennent compte de la variété de ces molécules et notamment de leur toxicité. Ainsi ces valeurs sont souvent exprimées selon une **quantité équivalente de toxicité** (TEQ) basée sur la dioxine considérée comme la plus toxique (Voir les facteurs de toxicité équivalents (TEF) en annexe 1).

1.2.3. Origine et émissions

Les PCB sont des composés organiques utilisés dans l'industrie comme liquide échangeur de chaleur dans les transformateurs et les condensateurs, et comme additifs dans les peintures, les papiers autocopiants et les plastiques. On n'emploie généralement pas un seul congénère mais un mélange de plusieurs PCB vendus sous divers noms commerciaux dont l'un des plus connus est **Aroclor**. La gamme Aroclor se décline en produits associés à différents numéros en fonction des congénères employés pour la réalisation du mélange (ex. : Aroclor 1016. Voir Annexe 3).

Ces substances **xénobiotiques** (voir définition en annexe 2) ont pour origine les pays industrialisés où elles ont été utilisées surtout comme isolants électriques dans les installations de type transformateur (par exemple le pyralène). Les graphiques suivants donnent une représentation des utilisations des PCB pour le Japon et l'Allemagne (Ill. 3).

La combustion non ou mal contrôlée des PCB provoque la formation de dioxines et de furannes hautement toxiques et qui font également partie des POPs.

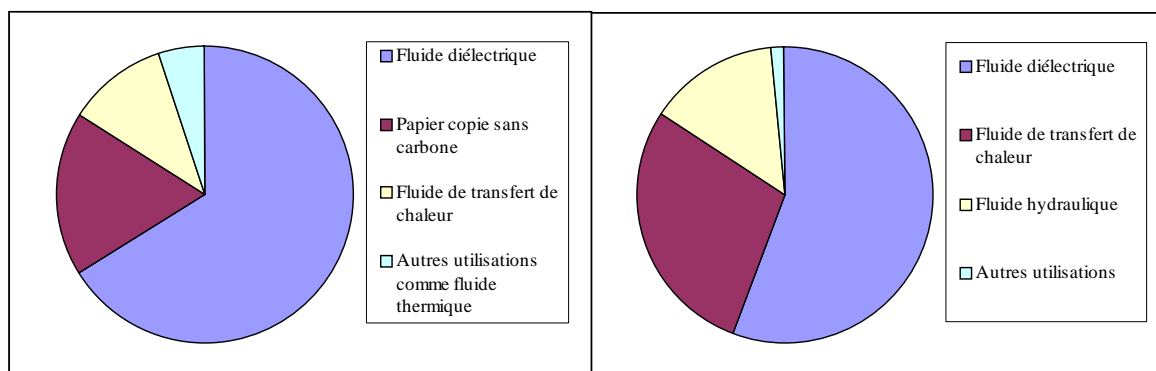


Illustration 3 - Distribution historique de la fabrication des PCB au Japon et en Allemagne (d'après UNEP Chemicals, août 1999) [1].

Pays	Emissions officielles rapportées par UN/ECE (Avril 1999)							
	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997
Bulgarie	0,25844					0,38219	0,26173	0,2810
Finlande				5,3	1,1	15,8		
France	13							
Allemagne	44							
Hongrie	0,135	0,120	0,108	0,106	0,105	0,101	0,098	
Lituanie								0,013
Pays-Bas	0	0	1,45E-05	2,88E-05	2,83E-05	1,53E-05		
Pologne	2,373					2,338	2,342	
Slovaquie	0,1614					0,1389		0,1367
Royaume-Uni	6,9758	6,4	5,901	5,4069	4,8452	4,2905	3,7495	3,247

Illustration 4 - Emission de PCB en tonne/an (d'après PEKAR et al., 1999) [1].

Bien localisés, les PCB encore utilisés ou stockés, ne posent généralement pas de problème sauf en cas de fuite, d'incendie ou d'erreur de manipulation. En France, leur utilisation, leur collecte et leur destruction est réglementée (voir chapitre 2 et 3 - Plan National PCB) de façon à limiter, voire stopper les émissions, comme dans de nombreux autres pays (ill. 4.).

Toutefois, les anciennes décharges et les réseaux d'assainissement, via les stations d'épuration [91], restent des sources potentielles de contamination des écosystèmes.

2. Valeurs réglementaires

2.1. VALEURS DE REFERENCE DE L'UNION EUROPEENNE

Concernant les poissons, les pays membres de l'Union européenne suivent les recommandations de la Commission européenne. D'autres pays non membres, comme la Suisse, font également référence à ces recommandations. Certains pays disposent de valeurs guides propres pour les eaux et les sédiments.

2.1.1. Concentration dans les denrées alimentaires : les poissons

Le **règlement CE 199/2006** de la commission sur les denrées alimentaires, fixe la limite maximale de concentration, pour la somme des dioxines, des furannes et des PCB de type dioxine (somme exprimée en équivalents toxiques de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), 1998) ¹ à [42] [45] :

- 8 picogrammes WHO-TEQ/g de poids frais dans les chairs musculaires de poisson en général, et
- 12 picogrammes WHO-TEQ/g de poids frais pour l'anguille [4].

Cependant la **Recommandation de la Commission 88/2006/CE** pour les PCB de type dioxine, prévoit un niveau d'intervention à partir de :

- 3 picogrammes WHO-TEQ/g de tissu musculaire en poids frais dans les poissons blancs,
- 6 picogrammes WHO-TEQ/g de tissu musculaire en poids frais dans les anguilles.

L'intervention recommandée comprend :

- la mise en place d'enquêtes pour trouver la source de contamination,
- la prise de mesures pour réduire ou éliminer la source de contamination,
- la vérification de la présence de PCB autre que les PCB de type dioxine.

¹ (Voir en annexe 9, les valeurs de la réglementation OSPAR adoptées en 1992 pour les poissons marins par 15 pays)

2.2. FRANCE

2.2.1. Valeurs de référence dans l'eau

Le **Décret n°89.3 du 03.01.89** modifié relatif aux eaux destinées à la consommation humaine à l'exclusion des eaux minérales naturelles prévoit que la concentration en PCB de l'eau destinée à la consommation humaine ne doit pas dépasser 0,1 µg/L.

La **Circulaire du 30.09.85** relative aux installations classées pour la protection de l'environnement installations utilisant ou mettant en œuvre des polychlorobiphényles (PCB) fixe la valeur limite de la concentration des rejets d'eaux résiduelles à 0,5 µg/L².

[3]

2.2.2. Valeurs de référence dans les sédiments

Un **Arrêté du 14 juin 2000** relatif aux niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire, précise [14] :

Article 1

Lorsque, en vue d'une action déterminée, une analyse est requise pour en apprécier l'incidence sur les milieux concernés, ladite analyse précise pour les sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire la qualité de ceux-ci en fonction des niveaux de référence figurant aux tableaux I et II ci-après. [...]

PCB	Niveau n° 1	Niveau n° 2
PCB totaux	500	1000
PCB congénère 28	25	50
PCB congénère 52	25	50
PCB congénère 101	50	100
PCB congénère 118	25	50
PCB congénère 138	50	100
PCB congénère 153	50	100
PCB congénère 180	25	50

Tableau II : Niveaux relatifs aux composés traces (en ng/g de sédiment sec analysé sur la fraction inférieure à 2 mm).

² Par ailleurs pour les déchets solides la même circulaire prévoit une justification de filière d'élimination de 10 à 100 ppm, et l'élimination assurant la destruction des molécules au delà de 100 ppm.

2.2.3. Valeurs de référence dans les poissons

L'Arrêté du 16 février 1988 du Ministère de l'Agriculture fixait la limite supérieure admissible en PCB dans la partie comestible des poissons d'eau douce à 2 000 ng/g poids frais (limite maximale de résidus LMR) [13]. L'arrêté du 16 février 1998 a été abrogé par l'arrêté du 26 juin 2006, après avis favorable de l'AFSSA [83].

Les valeurs actuellement en vigueur sont les valeurs de référence européennes [89] (voir 2.1.1 et annexe 8).

2.3. BELGIQUE ET PAYS-BAS

2.3.1. Sédiments

Les seuils utilisés en Belgique (région Wallonne) pour les PCB dans les sédiments sont ceux fixés au Pays-Bas [35]. Il s'agit des seuils de « risque sérieux » pour les espèces biologiques (appelé SRC éco – sediment), selon le RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheit en milieu, Bilthove, Pays-Bas) ³. Le seuil pour les PCB dans les sédiments est fixé à 3 400 ng/g.

La Belgique (région Wallonne) fait aussi appel aux recommandations provisoires pour la qualité des sédiments d'eau douce développée par CEP-Canada. Celles-ci fixent à 277 ng/g la concentration de PCB dans les sédiments produisant un effet probable.

2.4. SUISSE

2.4.1. Poissons

La Suisse n'a pas fixé de valeurs limite pour les PCB, dioxines et furannes dans les poissons à l'heure actuelle. La référence employée est la limite fixée par l'Europe, soit : 8 picogrammes d'équivalents toxiques par grammes de chair fraîche [19].

2.5. ETATS-UNIS

2.5.1. Poissons

La limite considérée comme admissible dans la chair de poisson par l'Agence de l'Environnement des Etats-Unis (US-EPA) était fixée à 2 ppm (partie par million - 1 pour 1 000 000), soit 2000 ng/g à la fin des années 80 et cette valeur semble être encore recommandée aujourd'hui par la FDA (Food and Drug Administration) [84].

³ Verbruggen et al. (2001). Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and water : updated proposals for first series of compounds, RIVM, Bilthoven, RIVM report N° 711701020.

2.5.2. Eau de rivière

Sur la base de la toxicité des PCB pour la faune, la valeur proposée par l'EPA comme concentration des PCB acceptable dans l'eau des rivières était de 0,001 µg/L en 1980 [21] soit 1 ppt (partie par trillion 1 pour 1 000 000 000 000). Cette valeur est aujourd'hui passée à 0,17 ppt (0,00017 µg/L) [84].

2.5.3. Eau potable

L'Agence de protection de l'environnement (US-EPA) a fixé la valeur seuil des PCB dans l'eau potable à 0,5 ppb soit 0,5 µg/L [84].

3. Action des pouvoirs publics

3.1. ORGANISATIONS INTERNATIONALES

Les premières actions contre les POP datent de la fin des années 1950. Mais c'est la conférence de Rio en juin 1992 qui lance l'action des Nations Unies contre les composés organochlorés. L'UNEP (Programme pour l'Environnement des Nations Unies créé en 1972) prend en charge l'organisation de l'action en s'appuyant sur d'autres organismes et institutions (Organisation Mondiale pour la Santé (OMS), Programme International sur la Sécurité Chimique (PISC)).

Parallèlement aux travaux entrepris à l'échelle mondiale, la Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies conduit ses propres actions (ECE/UN). Le 24 juin 1998, celles-ci aboutissent à la signature du protocole d'Aarhus qui vient en appui à la Convention sur la Pollution Atmosphérique Transfrontalière à Longue Portée signée en 1979 à Genève.

Le protocole d'Aarhus n'est pourtant qu'une étape pour l'élaboration d'une convention juridiquement contraignante à l'échelle mondiale. Cette convention internationale, dite de Stockholm, sur les Polluants Organiques Persistants (POP) vise à réduire, voire à éliminer la production et les émissions de 12 POP dont les PCB. Signée le 21 mai 2001, elle est entrée en vigueur le 17 mai 2004.

On relève également l'existence d'initiatives plus ciblées géographiquement comme :

- En Amérique du Nord, au cours des années 1980, la mise en place de programmes de coopération entre Etats-Unis et Canada. Ainsi, la Commission Parlementaire Internationale (IJC) a été créée en 1991 pour lutter contre la pollution des Grands Lacs et le North American Regional Action Plans (NARAPs) travaille sur les problèmes environnementaux transfrontaliers en Amérique du Nord.
- En Europe, la signature de la Convention OSPAR qui a pour but la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord-Est. Les signataires participent à ce titre aux différents travaux menés sur les POP. En 1998, la Convention couvrait 15 états de la région Nord-Est atlantique et l'Union Européenne (voir annexe 13).

[1]

3.2. EUROPE

Le règlement (CE) n°850/2004 concernant les POPs a été adopté en 2004 pour que l'UE fasse pleinement respecter les obligations du Protocole d'Aarhus (1998) et de la

Convention. La communauté européenne a adhéré à la Convention de Stockholm en 2005.

La communication de la Commission au Conseil, au Parlement Européen et au Comité Economique et Social Européen du 10 juillet 2007 décrit la mise en œuvre de la stratégie communautaire concernant les dioxines, les furanes et les PCB selon les termes suivants [31] :

Le règlement requiert que les états membres dressent des inventaires nationaux des émissions de dioxines, de furannes et de PCB et qu'ils arrêtent des mesures pour lutter contre ces émissions.

[...]

La Commission a également établi un plan de mise en œuvre à l'échelle de la Communauté, qui définit les mesures à prendre au niveau de l'Union Européenne. Pour l'établissement de ce plan, la Commission a procédé à une évaluation des priorités afin de définir des mesures contre les rejets non intentionnels. Le plan de mise en œuvre précise en particulier que les sources industrielles devront continuer d'être régies par le cadre législatif existant, notamment la directive IPPC et la directive sur l'incinération des déchets.

[...]

Au cours de la période 2002-2005, deux grandes études ont été menées en vue de rassembler des informations exhaustives sur les concentrations de dioxines, de furannes et de PCB dans l'UE-10. Les résultats de ces études ont été examinés lors d'un atelier organisé à Bruxelles en février 2005, à l'occasion duquel il est apparu que l'action devrait à l'avenir porter prioritairement sur la mise en œuvre de la législation existante et sur les petites sources domestiques.

La stratégie décrit une approche intégrée de la législation sur les denrées alimentaires et les aliments pour animaux visant à réduire la contamination de la chaîne alimentaire par les dioxines, les furannes et les PCB (fixation de seuils de contamination).

[...]

Cette réglementation a été mise à jour de manière à tenir compte des PCB de type dioxine (coplanaires), par la fixation de concentrations de toxicité équivalente maximales pour la somme des dioxines, des furannes et des PCB.

[...]

Des discussions sont en cours sur l'opportunité de réglementer la teneur en PCB non coplanaires.

Afin de remédier au manque de connaissance constaté, de nombreux projets de recherche financés au titre du sixième programme-cadre de recherche ont porté sur les dioxines, les furannes et les PCB, étudiés plus particulièrement sous l'angle de leurs effets sur la santé, de la contamination de la chaîne alimentaire et des aspects environnementaux. Ces substances ont également fait l'objet de travaux du centre commun de recherche dans les domaines du sol, de l'eau, de l'air ambiant et des émissions.

Enfin, une décision de la Commission du 2 octobre 2007 [90] établit au titre du règlement 850/2004/CE, un format commun pour la communication de données et d'informations concernant les polluants organiques persistants. Ce format commun prévoit en outre la communication des données relatives aux rejets en g TEQ/an [OMS TEF 2005] ou en kg par an [90].

3.2.1. France

Réglementation

Les premières dispositions législatives concernant les PCB ont été prise en France en 1975. L'**arrêté du 8 juillet 1975** limite l'utilisation des PCB, jusque là très diversifiée, à l'emploi en système clos non dispersif en raison des risques écologiques.

La réglementation est ensuite complétée, principalement, par :

- L'interdiction à partir de juillet 1986, de la commercialisation de matériels contenant des PCB (**Directive CEE du 1^{er} Octobre 1985** (parue au Journal Officiel le 04.10.1987))
- Le **Décret n°2001-63 du 18 janvier 2001** (modifiant le décret n°87-59 du 2 février 1987) relatif à la mise sur le marché, à l'utilisation et à l'élimination des polychlorobiphényles (PCB) et polychloroterphényles (PCT).
- La **Circulaire du 4 février 2002** relative à l'action nationale de recherche et de réduction des rejets de substances dangereuses dans l'eau par les installations classées rappelle les objectifs nationaux :

La connaissance des pollutions des milieux est assurée sous la responsabilité de la direction de l'eau par le Réseau National de Bassin (RNB) et par les réseaux complémentaires. Il importe, en application de la directive 2000/60/CE, de recueillir les données permettant de mettre en relation cette connaissance de l'état du milieu avec les rejets des sources ponctuelles ou diffuses.

Parmi les sources de rejet de substances dangereuses, les sources ponctuelles constituent chacune un cas particulier qui relève le plus souvent de la réglementation des installations classées. La connaissance actuelle des sources de rejet de substances dangereuses est insuffisante car, outre les installations produisant ou utilisant ces substances qui sont connues et suivies

à ce titre, d'autres installations sont susceptibles de rejeter de telles substances ou activités dans le milieu aquatique à l'état de traces.

Des actions régionales ont été menées dans ce sens depuis 1990. Elles ont permis de mettre en évidence la présence de micropolluants dans des secteurs insoupçonnés ou dans des entreprises n'utilisant pas ces produits en tant que tels, certaines de ces substances se trouvant dans des préparations prêtes à l'emploi ou dans les matières premières. Elles ont permis également de détecter des fuites de substances ordinairement confinées telles que le PCB.

- **L'Arrêté du 26 février 2003** portant approbation du plan national de décontamination et d'élimination des appareils contenant des PCB et PCT.
- la **Circulaire du 13 juillet 2006** relative à la constitution et la mise en œuvre du programme de surveillance pour les eaux douces de surface en application de la directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Cette circulaire définit les PCB comme des substances à surveiller dans le milieu aquatique.

[14] [86]

Actions entreprises

La France a signé la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants le 23 mai 2001 et est devenue partie le 17 février 2004. Conformément à la Convention, et en application du règlement 850/2004/CE du 29 avril 2004, un plan de mise en œuvre a été établi [85]. Il récapitule :

- la réglementation en vigueur,
- les mesures propres à réduire ou éliminer les rejets (résultant de productions intentionnelles, non intentionnelle ou émanant de stocks et déchets)
- et l'ensemble des obligations et actions entreprises découlant de la Convention (échange d'informations entre pays, information et sensibilisation et éducation du public, recherche et développement, surveillance).

Concernant les actions entreprises dans le domaine de la surveillance et visant particulièrement les PCB, on relève dans ce plan de mise en œuvre :

*En termes de surveillance, différents partenaires interviennent. Dans le cadre du Réseau National d'Observation réalisé par l'IFREMER, des mesures du DDT et des **PCB** sont réalisées depuis 1979 dans les mollusques bivalves, moules et huîtres le long du littoral français. Les agences de l'eau assurent également un suivi de certains POP dans les eaux de surface et les sédiments. L'agence de l'eau Rhône - Méditerranée et Corse par exemple, à partir de 2006, analyse :*

- [...]]

- l'hexachlorobenzène et les **PCBs**, dans les sédiments pour environ 200 points avec 1 prélèvement annuel.
- [...]. L'hexachlorobenzène et les **PCBs** sont en outre suivis sur les matières en suspension.

Par ailleurs, en 2005, la direction de l'eau du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable en collaboration avec les agences de l'eau, a réalisé un inventaire exceptionnel des milieux aquatiques (200 stations sur cours d'eau, plans d'eau et littoral). Les teneurs en chlordane, DDT, dieldrine, **PCBs** et HCBs ont été mesurées. Les résultats sont disponibles sur le site de l'INERIS à l'adresse suivante :

http://www.ineris.fr/index.php?module=doc&action=getDoc&id_doc_object=2627.

[...]

D'autre part, la Direction Générale de l'Alimentation du ministère de l'agriculture et de la pêche mène un programme de surveillance de certains POP dans les denrées alimentaires, conformément au règlement (CE) 466/2001. En 2004, dans le cadre du plan de surveillance communautaire des dioxines, **7 PCB, 12 PCB dioxin-like** et 17 dioxines ou furanes ont été analysés dans 70 échantillons de viande, lait, beurre, œuf, poisson et mollusque sans dépasser les seuils réglementaires (Annexe 2).

3.2.2. Actions transfrontalières

La Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR)

Le Rhin a subi pendant des décennies une gestion qui aggravait ou ne prenait pas en compte les pollutions. C'est seulement en 1950 qu'est née une instance interétatique chargée des questions générales de pollution : la Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR). Cependant l'état du Rhin a continué à se dégrader pendant encore plus de 20 ans. Il faut attendre 1963 pour que soit conclu à Berne (Suisse) le premier traité de lutte contre la pollution. La CIPR établie à Coblenz à partir de 1964 réunit les ministres chargés de l'environnement ou leurs délégués. Les décisions sont prises en commun puis chaque pays, voir chaque land ou entité régionale adopte les mesures qui en découlent. Mais la CIPR et son secrétariat ne disposent pas de compétences exécutives et si des programmes pour l'environnement sont adoptés, ils sont financés et mis en œuvre par les Etats [43].

En 1969-1970, des analyses de l'eau du Rhin ne mettent pas en évidence de concentrations détectables de PCB (< 0,5 µg/L) [47]. Ces résultats ne sont toutefois pas surprenant au regard de la très faible solubilité de ces molécules dans l'eau et de leur affinité pour la matière organique.

En 1976, la Communauté européenne a adhéré à la CIPR. Après la catastrophe de l'usine Sandoz à Schweizerhalle en novembre 1986, la CIPR a pu fixer des objectifs ambitieux dans son « Programme Action Rhin ». Engagement a été pris de réduire de moitié, avant 1995, les taux de diverses substances polluantes jugées prioritaires.

D'après les relevés de la CIPR, ce programme porte ses fruits et entre 1985 et 1992, les flux annuels de divers polluants relevés à Bimmen-Lobith en Allemagne ont notablement diminué :

- Mercure : 16 à 3,2 tonnes
- Cadmium : 9 à 5,9 tonnes
- Zinc : 3600 à 1900 tonnes
- Atrazine : 10 à 3,7 tonnes
- PCB : de 390 à 90 kg

[43] [44]

Les Commissions Internationales pour la Protection de la Moselle et de la Sarre (CIPMS)

Les Commissions Internationales pour la Protection de la Moselle et de la Sarre contre la pollution existent depuis plus de 45 ans. Elles résultent de deux conventions entrées en vigueur en 1962 entre la République Fédérale d'Allemagne (RFA), le Grand Duché du Luxembourg et la République Française pour la Moselle et entre la RFA et la République Française pour la Sarre.

Dès 1978, les CIPMS décidèrent de l'élaboration d'un plan international d'avertissement et d'alerte pour le bassin de la Moselle et de la Sarre avec pour objectif :

- d'améliorer la qualité des eaux de la Moselle et de la Sarre, de manière à permettre le respect des objectifs fixés pour la Moselle, la Sarre et le Rhin,
- d'accélérer la réduction de la pollution chronique provenant de rejets ponctuels ainsi que diffus et enfin,
- d'améliorer l'écosystème.

Le secteur Moselle-Sarre constitue l'un des neuf secteurs de travail pour le plan de gestion international pour le district Rhin (la Moselle rejoint le Rhin en Allemagne) mis au point pour répondre aux obligations de la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60/CE.

[116]

Les Commissions ont pour mission d'établir une collaboration entre services compétents des Etats signataires en vue d'assurer la protection des eaux de la Moselle et de la Sarre contre la pollution. Elles peuvent préparer et faire effectuer des études pour déterminer la nature, l'importance, l'origine des pollutions. Elles exploitent les

résultats de ces recherches et sont force de proposition. Elaboré dans ce contexte, le programme de mesure des PCB dans la Moselle et dans la Sarre a pour objectifs de :

- déterminer la pollution de la Moselle et de la Sarre par les dioxines, les furanes et les PCB,
- identifier des sources de pollution éventuelles encore actives,
- identifier les relations entre la pollution des eaux et la contamination des poissons par ces substances,
- développer, à partir des connaissances acquises, des propositions de mesures visant à réduire la pollution.

[114]

La Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Lac Léman (CIPEL)

La CIPEL est une Commission franco-suisse créée en 1962. Elle est chargée de surveiller l'évolution de la qualité des eaux du lac Léman, du Rhône et de leurs affluents. Elle recommande les mesures à prendre pour lutter contre la pollution, contribue à coordonner la politique de l'eau à l'échelle du bassin lémanique et informe la population. Elle a pour mission d'assurer le maintien ou la restauration d'une qualité écologique de l'eau et des milieux aquatiques considérés globalement. La Commission fait effectuer des études sur les eaux du Léman et publie des tableaux de bord relatifs entre autre, aux polluants, micropolluants et notamment au mercure et aux PCB [115].

3.3. CANADA

La politique fédérale de gestion des substances toxiques mise en place en 1995 fournit une base scientifique à l'élaboration des stratégies de gestion des substances toxiques et d'autres substances préoccupantes. Le repérage des substances toxiques à éliminer quasi totalement de l'environnement constitue un élément crucial de cette politique. On appelle les 12 substances choisies (dont les PCB) les substances de la Voie 1 (voir référence [74]).

Des mesures ont déjà été prises au niveau national pour restreindre sévèrement ou proscrire la production, l'utilisation ou le rejet de ces 12 substances au Canada. Les substances dites de la Voie 1 provenant de sources autres que canadiennes continuent toutefois d'entrer dans l'environnement canadien après avoir été transportées sur de longues distances par le vent, la pluie et les mouvements atmosphériques, qui les déposent dans des climats plus froids tels que le Nord canadien, où ils s'accumulent et remontent la chaîne alimentaire. Le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) a adopté des critères uniques pour le choix des substances de la Voie 1 dans le cadre de sa Politique de gestion des substances toxiques, que les ministres ont signée en janvier 1998. La politique prévoit une démarche nationale pour la gestion des substances toxiques.

La stratégie d'**Environnement Canada** mise en place en 1995 était la suivante :

- Dirige les efforts de négociation d'un traité mondial de réduction des émissions d'ici l'an 2000
- Élabore avec les provinces une approche nationale pour mettre en œuvre le plan d'action nord américain sur les BPC ⁴ qui comporte une stratégie visant l'élimination des BPC au Canada d'ici 2008.
- Met en place un accès à long-terme, économique et fiable aux installations d'élimination
- Met à jour et renforce les mécanismes fédéraux de réglementation dans le cadre de la LCPE (Loi Canadienne sur la Protection de l'Environnement)
- Se préoccupe des petites quantités de BPC contenues dans les petits équipements électriques et les déchets à faible teneur en BPC.
- Influence les partenaires nationaux, notamment les provinces, l'industrie et d'autres intervenants, et fait participer ces acteurs à la mise en œuvre de cette stratégie.

[38]

⁴ NB : au Canada francophone, les PCB sont appelés BPC (Biphényles Polychlorés) et les POPs sont appelés POR (Polluants Organiques Rémanents)

4. La pollution des fleuves par les PCB

4.1. BILAN DE L'ETUDE

Les tableaux des illustrations 5, 6, 7 et 8 suivantes récapitulent les valeurs les plus élevées rencontrées au cours de cette étude bibliographique pour l'eau, les sédiments et les poissons quand les unités de mesures étaient identiques. En effet, les données ne sont pas toujours comparables selon les différentes expressions des concentrations choisies :

- par rapport au poids sec ou au poids humide de sédiments ou de poisson,
- par rapport à une masse unitaire de muscle, de lipides, d'un organe (foie) de poisson éviscéré, de poisson total,

et des PCB analysés :

- PCB totaux (PCBt),
- PCB indicateurs (PCBi)
- mélanges de type Aroclor,
- PCB type dioxine (PCBdl),
- ou seulement un congénère en particulier (ex. PCB n°153).

Pour une étude donnée, les points de prélèvement, les échantillons de sédiments ou les espèces de poissons étudiés présentant les concentrations les plus importantes ont été retenues pour figurer de façon condensée dans les tableaux suivants. Les sites, les échantillons de sédiments ou les espèces de poissons présentant des concentrations plus faibles restent représentatifs des cours d'eau étudiés et se trouvent parfois majoritaires. On ne peut donc pas se baser sur ces tableaux pour classer un cours d'eau par rapport à un autre en termes d'étendue des pollutions. Pour de nombreuses raisons rappelées avant la présentation des tableaux, les valeurs qui y figurent ne sont pas totalement comparables et ne sont fournies qu'à titre indicatif et récapitulatif.

Dans chaque tableau, les valeurs sont confrontées aux seuils de référence mentionnées au chapitre 2. Toutefois, les résultats rapportés dans les tableaux des illustrations 5, 6, 7 et 8 ne peuvent donner lieu à une interprétation en dehors du contexte de l'étude originale. On trouvera dans les paragraphes 4.2 à 4.4 qui suivent une description rapide des références bibliographiques citées. Cependant, il est vivement recommandé de se référer à ces dernières pour en percevoir les objectifs, les conditions de réalisation et les détails scientifiques apportés par les auteurs. Dans le

cas des valeurs de l'étude Cemagref (2007) [87] du tableau de l'illustration 8 notamment, on se rapportera entre autre, au chapitre consacré à l'ensemble des résultats obtenus rappelé en annexe 13.

4.1.1. Les prélèvements d'eau

Le tableau récapitulatif de l'illustration 5 est donné à titre indicatif car une comparaison rigoureuse doit tenir compte des conditions de prélèvement des échantillons :

- filtration des matières en suspension, porosité des filtres,
- période de crue ou d'étiage (débit),
- conditions météorologiques, (orage, sécheresse),
- prélèvement sur une section ou sur la totalité du cours d'eau...

			Bib.	PCB totaux ng/g = µg/L		
Valeur seuil	US - EPA		[84]	0,001		
Pays	Fleuve	Année		Min.	Moy.	Max.
Italie	Tibre	1976	[21]	0,009	0,297	1,000
France	Seine	1987	[9]	0,010	-	0,890
Italie	Tibre	1977	[21]	-	0,138	0,380
Espagne	Ebro	1999	[28]	0,043	0,076	0,108
Italie	Arrone	1996	[20]	0,006	0,010	0,013
Égypte	Nil	1986	[66]	-	0,024	-
Allemagne	Elbe	1982	[30]	-	0,006	-
Canada	St Laurent	1991	[71]	-	0,001	-

Illustration 5 - Tableau récapitulatif (et non comparatif) des concentrations maximales de PCB totaux dans l'eau, relevées dans la littérature.

4.1.2. Les prélèvements de sédiments

Le tableau récapitulatif de l'illustration 6 est lui aussi fourni à titre indicatif car une étude comparative rigoureuse de la littérature devrait prendre en compte les conditions de prélèvement des échantillons de sédiment : profondeur, conditions de prélèvement (tamisage), conditions hydrographique (crue, étiage), conditions météorologiques (orage).

Pour mémoire, la concentration maximale dans un sédiment relevée par l'étude CEMAGREF 2005-2006 sur le Rhône et ses affluents est de 35 ng/g. Mais il s'agit de PCB indicateurs et cette valeur ne peut être comparée à celles du tableau (ill.6) [87].

			Bib.	PCB totaux ng/g Mat. Sèche		
Valeurs seuils	Arrêté 14 06 2000 (niv. 1 / 2)		[14]	500 / 1000		
	RIVM – Risque sérieux		[35]	3 400		
	CEP Canada – Conc. effet		[35]	277		
Pays	Fleuve	Année		Min.	Moy.	Max.
Etats-Unis	Housatonic	Vers 1990	[51]	54 000 000,00	-	104 000 000,00
Etats-Unis	Hudson	2003	[63]	-	-	50 000,00
France	Seine	1997	[7]	50,00	-	26 000,00
France	Seine	1987	[9]	50,00	3 800,00	12 000,00
Espagne	Ebro	1999	[28]	5,00	14,13	1 772,00
Italie	Tibre	1976	[21]	28,00	229,25	770,00
Belgique	-	2006	[35]	16,00	360,00	509,00
Belgique	Escaut	2005	[37]	105,00	220,94	400,00
Italie	Arrone	1996	[20]	11,00	93,00	196,00
Italie	Po	2000	[23]	10,00	55,00	126,00
Chine	Er Jen	2004	[49]	2,00	22,00	55,00
Royaume-Uni	Mersey (estuaire)	1994	[34]	0,08	3,94	37,88
Égypte	Nil	2003 - 2004	[65]	0,32	1,93	7,89

Illustration 6 - Tableau récapitulatif (et non comparatif) des concentrations maximales de PCB totaux dans les sédiments, relevées dans la littérature.

4.1.3. Les prélèvements de poissons

Les tableaux récapitulatifs des illustrations 7 et 8 sont donnés à titre indicatif. Une étude comparative rigoureuse devrait tenir compte des espèces de poissons étudiés, de l'âge des spécimens, de leur sexe, de leur cycle reproductif, de leurs habitudes alimentaires et de leur capacité migratoire par rapport aux sources de pollution...

			Bib.	PCB totaux ng/g poids frais		
Valeur seuil	US-EPA		[84]	2 000,00		
Pays	Fleuve	Année		Min.	Moy.	Max.
Etats-Unis	Hudson	1999	[109]	210,00	8 820,00	34 370,00
Suisse	Rhône	1972	[13]	-	-	10 000,00
France	Rhône	1985	[12]	-	5 000,00	-
France	Seine	1994	[6]	580,00	2 040,00	3 500,00
France	Seine	1991	[6]	570,00	1 245,00	2 500,00
France	Rhône	1995	[11]	184,00	-	1 445,00
France	Ardèche	1998 - 2000	[10]	293,10	524,10	755,10
Suisse	Léman	2004	[52]	112,00	221,00	450,00
France	Drôme	2005	[11]	29,00	47,40	145,90
Espagne	Turia	2003	[29]	9,22	43,60	126,00

Illustration 7 - Tableau récapitulatif (et non comparatif) des valeurs maximales relevées dans la littérature pour les concentrations de PCB totaux dans la chair musculaire de divers poissons.

			Bib.	pg WHO-TEQ 1998/g poids frais Σ PCDD, PCDF, PCBdl		
Valeur seuil	CE Conso. / Interv.		[4]	8 / 3		
Pays	Fleuve	Année		Min.	Moy.	Max.
France	Rhône	2005 - 2006	[87]	5,50	112,60	313,00
Suisse	Rhin	1977	[19]	0,60	20,00	97,30
Allemagne	Elbe	2007	[42]	19,50	41,71	81,00
Allemagne	Kyll	2004	[114]	0,38	-	64,56
Espagne	Turia	2003	[29]	0,22	0,46	0,90

Illustration 8 - Tableau récapitulatif (et non comparatif) des valeurs maximales relevées dans la littérature pour les concentrations en PCB type de dioxine, dioxines et furannes dans divers poissons.

Les tableaux des illustrations 7 et 8 reprennent les données obtenues pour diverses espèces de poissons. En complément, on peut se référer à la compilation de résultats obtenus par Holmqvist *et al* (2006) [92] concernant les concentrations en PCB totaux analysés sur trois type d'anguilles (*Anguilla rostrata*, *A. anguilla* et *A. dieffenbachii*) à travers le monde. Les valeurs maximales et minimales relevées vont respectivement de 14 à 6 500 ng/g et de 0 à 980 ng/g de PCB totaux dans la chair de ces poissons.

4.2. SITUATION EN FRANCE

4.2.1. La situation globale des cours d'eau en France

L'Arrêté du 30 juin 2005, relatif au programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable [81] synthétise le document du RNDE (Réseau National des Données sur l'Eau) intitulé « Les Micropolluants dans les cours d'eau » paru en 1999. Les considérations concernant les PCB bassin par bassin sont reproduites ici avec entre parenthèse l'indication du nombre de stations de prélèvement.

Bassin Adour-Garonne (137)

Aucune considération concernant les PCB.

Bassin Artois-Picardie (204)

Les concentrations en pesticides sont importantes sur la quasi-totalité du bassin mais ne sont jamais déclassantes par rapport aux concentrations en métaux lourds et autres micro-polluants organiques. Parmi ces derniers, les plus déclassants sont les hydrocarbures polyaromatiques et les polychlorobiphényles (PCB) que l'on trouve à l'aval de toutes les agglomérations.

Bassin Loire-Bretagne (99)

Les concentrations en micropolluants organiques autres que les pesticides sont souvent associées aux agglomérations et à des sources de contamination multiples comme certaines industries ou des activités de combustion et d'incinération : c'est le cas des PCB dans la Loire et la Vilaine ou du benzo-(a)-pyrène dans l'Indre, le Loir et la Mayenne.

Bassin Rhin-Meuse (73)

Les fortes contaminations en micropolluants organiques sont liées pour l'essentiel aux HAP et aux PCB. Ces substances sont détectées de manière quasi systématique dans les matières en suspension, confirmant le caractère ubiquiste de ces polluants. [...] L'origine des contaminations les plus fortes en PCB est, dans certains cas, connue, comme dans la Thur ou dans le cours aval de la Moselle par exemple, où elle résulte d'activités industrielles anciennes. Dans d'autres cas, l'origine précise reste à identifier comme dans la Moselle amont ou la Meuse.

Bassin Rhône-Méditerranée-Corse (168)

Les principaux micropolluants organiques, autres que les pesticides responsables de fortes contaminations dans le bassin, sont des HAP et les PCB provenant des zones urbaines.

Bassin Seine-Normandie (194)

Pour les micropolluants organiques, les PCB sont en recul dans les sédiments mais seront présents longtemps du fait de leur rémanence.

4.2.2. Cas des fleuves français en particulier

Rhône

Une pollution par les PCB a été identifiée dans le Rhône en **1985** avec des valeurs dans les poissons 2 à 3 fois supérieures à la norme de 2 000 ng/g poids frais arrêtée peu de temps après [12]. En effet, les taux atteignaient 5 000 ng/g en moyenne et 7 000 ng/g sur les hotus éviscérés [13].

En 1995, une étude réalisée sur la région Rhône-Alpes compare la contamination des poissons par les PCB dans 10 rivières. Cette étude montre que la Drôme est la moins polluée tandis que les valeurs obtenues dans le Rhône vont de 184 à 1 445 ng/g de poids frais [11].

Le plan de surveillance de la qualité des aliments a permis de découvrir, au cours du **premier semestre 2005**, des teneurs élevées en PCB dans des brèmes prélevées

dans le canal de Jonage (limite Ain/Rhône). Les analyses de poissons et de sédiments ont été multipliées pour délimiter la zone contaminée, conformément aux recommandations de l'agence française de sécurité sanitaire des aliments (AFSSA).

Début 2007, le préfet coordonnateur de bassin a mis en place une stratégie de pilotage coordonnée à l'échelle du bassin (même protocole d'analyse, même laboratoire, regroupement des résultats pour les études). Les recherches, qui se sont poursuivies dans ce cadre, ont révélé un taux de PCB supérieur aux seuils réglementaires sur tout le linéaire du Rhône, du barrage de Sault-Brenaz (Ain) jusqu'à la mer. Ces résultats ont conduit les préfets de département, concernés, à interdire la consommation de poisson sur l'ensemble du linéaire.

Cependant, une note de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse du 06 juillet 2007 relativise la présence de PCB dans les sédiments fluviaux : 87% des stations étudiées (47 sur 376) ne présentent pas de contamination des sédiments, 94 % des analyses restent inférieures aux limites de quantification des congénères étudiés et seules quatre rivières particulièrement soumises à une pression polluante industrielle présentent des sédiments à concentrations élevées : l'**Ouche** à Dijon, la **Turbine** à l'Arbresle dans le département du Rhône, le **Gier** à la Grand Croix et à Givors département du Rhône, et la **Luynes** à Aix en Provence (Bouche-du-Rhône)[15].

Les anguilles de la **Réserve Naturelle de Camargue** ont été prélevées pour analyse au cours d'une étude actuellement sous presse. L'équipe de recherche a montré la présence de 70 congénères indétectables dans la chair des poissons, dont 10 de type dioxine. Les équivalents toxiques (TEQ), selon les facteurs d'équivalence de toxicité OMS 2005) sont variables selon les sites avec un maximum de 29,6 pg/g de poids sec [88]

Ardèche

Entre 1998 et 2000 des concentrations variant entre 22 et 755 ng/g de poids frais ont été mesurées dans différentes espèces de poissons de l'Ardèche mettant en cause leur effet possible sur la reproduction de la Loure [10].

Drôme

Une étude similaire à celle menée en Ardèche a été conduite en 2005 dans la Drôme. Les résultats ont montré la présence de PCB en concentrations mesurables mais inférieures aux valeurs seuils dans les poissons (valeurs moyennes de 7,8 à 56,9 et valeurs min/max de 1,3/145,9 ng/g de poids frais). Toutefois, l'étude montre que les teneurs en PCB augmentent au fil de l'eau [11].

Seine

Dans la Seine, le problème de la contamination par les PCB est connu et étudié depuis 1978 [53].

En 1987, une étude [9] a porté sur la Seine et ses principaux affluents (l'Yonne, la Marne et l'Oise) en période de basses et de hautes eaux. Le niveau de pollution relevé est particulièrement important à Paris et en aval avec des concentrations médianes dans les sédiments atteignant 3 800 ng/g. Les données montrent que les PCB sont préférentiellement adsorbés sur les sédiments riches en matière organique.

En 1995 Chevreuil *et al* [6] relèvent des concentrations atteignant 2 500 ng/g de poids frais dans les poissons de différents sites de prélèvement en amont et en aval de Paris. En 1997 le même laboratoire [7] met en évidence une pollution des sédiments de surface de la Seine après une étude conduite de 1984 à 1992. Les valeurs relevées dans les sédiments varient de 50 à 26 000 ng/g de poids sec.

Ces mesures sont à rapprocher du constat réalisé par le Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin sur l'estuaire de la Seine depuis 1995 [25] [26] (Voir aussi annexe 5).

Essonne

En 2005, la pêche est interdite par arrêté préfectoral (13 janvier 2005) dans la rivière Essonne depuis Baulne jusqu'à la confluence avec la Seine. Un communiqué de presse de la Préfecture en date du 17 janvier 2005 a permis d'informer la population.

Cette interdiction résulte de 3 campagnes d'analyses effectuées à l'initiative de l'administration par des laboratoires agréés suite à la pollution au Poly-Chloro-Biphényles (PCB) survenue sur le site de la papeterie de Corbeil-Essonnes en 2003. Ces analyses portant sur l'eau, les sédiments et les poissons de la rivière Essonne ont montré que la contamination s'étend en amont de la zone initialement contaminée où la pêche était jusque là interdite.

Les résultats d'examen des poissons et des sédiments révèlent des teneurs en PCB supérieures aux normes fixées par le Ministère de l'Agriculture, de la Pêche et des Affaires rurales et le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. Certains gros poissons qui se nourrissent au contact des sédiments, type carpe, sont donc impropres à la consommation.

Les analyses d'eau sont quant à elles normales, les teneurs en PCB restant inférieures au seuil de détection. Les activités nautiques ne sont donc pas remises en cause [5].

Moselle et Sarre

Au printemps 2004, un programme international de mesure des dioxines, furanes et des PCB a été réalisé par les CIPMS (Commissions Internationales de Protection de la Moselle et de la Sarre, voir 3.2.2.) sur les matières en suspension et dans les poissons à l'échelle du bassin de la Moselle et de la Sarre. Les données ont été évaluées en fonction de la répartition spatiale, de la répartition des équivalents toxiques et de celle des congénères.

La pollution des matières en suspension est répandue de façon relativement uniforme sur l'ensemble du bassin. Un affluent de la Moselle, La Rosselle, présente dans la plupart des cas les valeurs les plus élevées (valeur maximale observée : 208 ng PCB_i/g MES). Les valeurs mesurées dépassent faiblement les valeurs-limites en vigueur en 2004 pour les PCB indicateurs.

La répartition des résultats d'analyse pour les poissons est plus hétérogène. Elle diffère pour les anguilles et pour les poissons blancs. Par endroits, les valeurs sont très élevées et n'ont pas de correspondance avec les valeurs mesurées sur les matières en suspension. La comparaison de ces résultats avec les valeurs limites et les valeurs indicatives en vigueur en 2004 aboutit à des dépassements considérables dans le cas des anguilles (valeur maximale observée : somme des dioxines, furanes et PCB_dl 64,56 WHO-TEQ pg/g poids frais) et à quelques dépassements pour les poissons blancs [114].

4.2.3. Autres études

Un important travail de thèse, réalisé en 2001, établit un état des lieux de la contamination des poissons dans les principaux bassins versants en France. Cette étude montre la présence de PCB en quantité souvent supérieure à l'indice de pollution (0,5 mg/kg poids frais) et en de nombreux cas supérieure à la limite française pour la consommation de 2 mg/kg poids frais. Elle confirme notamment la pollution importante de la Seine. Elle met en évidence des problèmes liés à la consommation des poissons dans les bassins Rhône-Méditerranée-Corse, Artois-Picardie, Rhin-Meuse, Seine-Normandie. Le bassin Adour-Garonne présente un indice de pollution. Le bassin Loire-Bretagne semble relativement épargné selon cette source [13].

Ces conclusions semblent cohérentes avec celles d'une note du CEMAGREF rédigée en 2006 [16] et qui faisait la synthèse des données disponibles en France. Cette étude rappelle le caractère ubiquiste des PCB et la présence de secteurs plus particulièrement contaminés en raison de la présence de sources de pollution ponctuelles en amont. Elle déplore l'absence de données suffisantes qui associées aux difficultés d'analyse inhérentes aux PCB (ubiquité, pollution diffuse et ponctuelle, nombre de congénères possibles,...) rend impossible l'interprétation des données disponibles et la mise en évidence de tendances qui découleraient des mesures prises.

4.3. SITUATION AILLEURS EN EUROPE

L'ensemble des informations sur la situation des fleuves en Europe recueillies ici est à mettre en parallèle avec les constats du Réseau National d'Observation du milieu marin conduit par l'IFREMER en 2002 [25] et en 2006 [26]. Les zones estuariennes exposées à d'importants apports d'origine terrestre sont les plus contaminées et particulièrement dans les baies fermées et la baie de Seine (voir en annexe 4 la comparaison des concentrations en PCB dans les moules des grands estuaires européens).

4.3.1. Allemagne

Elbe

En 1982, Duinker et al [30] relèvent des teneurs en PCB individuel dans l'eau au niveau de l'estuaire de l'Elbe qui varient du picogramme (10^{-12} g) au nanogramme (10^{-9} g) par litre. La concentration estimée en PCB totaux s'élève à 0,006 µg/L.

Dans le cadre d'un monitoring à long terme (1984-2005), des analyses ont été réalisées sur les tissus musculaires d'anguilles, de brèmes, de chevesnes et d'ides (famille de la carpe) dans l'Elbe et deux de ses affluents : la Mulde et la Saale. Les résultats publiés en 2007 [42] montrent des variations très larges des concentrations de PCB de type dioxine dans les poissons. De plus les PCB de type dioxine sont trouvés en plus forte concentration que les dioxines et les furannes. La concentration varie entre 8,5 et 59 pg WHO-TEQ/ gramme de poids frais dans les anguilles, et entre 1,2 à 14 pg WHO-TEQ/gramme dans les poissons blancs.

Les concentrations dans les anguilles capturées après les crues d'août 2002 et celles capturées près de Hambourg entre 1996 et 1998 sont les plus élevées.

4.3.2. Belgique

Lors d'une récente campagne de mesures des sédiments dans l'eau d'une rivière, 6 des 16 échantillons prélevés présentaient des concentrations supérieures au seuil de quantification de l'époque (20 000 ng/L). Les valeurs obtenues s'échelonnent de 127 000 à 813 000 ng/L.

Dans les sédiments les teneurs généralement rencontrées dans les cours d'eau Wallons sont en moyenne de 185 ng/g et de 360 ng/g pour les cours d'eau navigables [35].

Escaut

Des carottes de sédiments ont été prélevées sur 50 cm de profondeur dans la rivière Escaut. Les résultats des analyses, publiés en 2005, montre un état relativement stable pour les PCB avec une légère diminution des concentrations dans les couches supérieures de sédiments. Cette observation suggère une corrélation avec les restrictions de l'usage de ces produits. Les concentrations extrêmes obtenues pour les PCB totaux dans l'un des échantillons de sédiment varient de 105 à 400 ng/g de poids sec respectivement dans les sections 8-9 cm et 35-40 cm de la carotte étudiée [37].

4.3.3. Espagne

Ebro

De 2002 à 2003 une campagne de prélèvements mensuels dans la rivière Ebro a eu pour objectif la détermination de la contribution du fleuve à la pollution du Nord-Ouest de la Méditerranée. Neufs congénères des PCB ont été suivis. Les analyses ont révélé une concentration moyenne de 8,9 ng/L pour ces 9 molécules. Il s'agit des plus fortes teneurs observées pour les composés organochlorés étudiés dont le flux annuel a été estimé à 167 kg. Des variations de concentration des polluants associées à la concentration des matières en suspension et donc aux eaux de ruissellement ont été mise en évidence [27].

Les résultats de cette étude confirment et complètent ceux publiés en 1999 [28] au cours de laquelle des échantillons d'eau présentaient des concentrations en PCB totaux allant de 43 à 108 ng/L. La moyenne de 76,3 ng/L y est comparée notamment avec les valeurs relevées dans d'autres fleuves espagnols : 141 ng/L dans le **Guadalquivir** et 237 ng/L dans le **parc national Doñana**.

Dans les sédiments prélevés dans l'Ebro la teneur moyenne en PCB totaux s'élevait à 14,13 ng/g (valeur min. 5 – valeur max. 1772 ng/g). Les auteurs comparent ces valeurs aux valeurs moyennes relevées dans le **Guadalquivir** 12,2 ng/g, le **parc Doñana** 2,5 ng/g et dans d'autres pays : **Rhin** 670 ng/g, le **lac Shinji** (Japon) 1000 ng/g [28].

Turia

Les poissons de la rivière Turia (anguilles et barbeaux) ont été prélevés pour analyse de PCB et d'autres polluants. Les résultats de l'étude publiée en 2003 montrent que des traces de PCB ont été détectées dans tous les spécimens. Cependant dans la plupart des poissons, les PCB non substitués en ortho n'ont pas été détectés et les concentrations en PCB totaux étaient faibles comparativement à d'autres écosystèmes aquatiques (9,16 ng/g poids frais ou 0,024 pg/g WHO-TEQ poids frais pour la truite commune. 126 ng/g poids frais ou 0,316 pg/g WHO-TEQ poids frais pour l'anguille) [29].

4.3.4. Grèce

Nestos

Les poissons (chevesnes, barbeaux) de la rivière Nestos ont été prélevés pour l'analyse de divers polluants dont les PCB. Les PCB ont principalement été trouvés dans les muscles. Les congénères 47, 180 et 190 les plus abondants présentaient respectivement des concentrations de 9,6, 1,15 et 1,50 ng/g de poids frais. Toutefois les concentrations en PCB totaux restent comparables ou inférieures à celles rencontrées dans d'autres écosystèmes [32].

4.3.5. Italie

Arrone

Une détermination des congénères des PCB a été conduite sur des échantillons d'eau, de sédiments et d'espèces animales dans le cadre de la surveillance de la rivière Arrone (Italie centrale, près de Rome) après une pollution majeure.

La concentration en PCB totaux dans l'eau s'est avérée faible (du niveau du nanogramme par litre). Dans les sédiments elle varie de 11 à 196 ng/g de poids sec en fonction de la distance à la source de pollution avec une prédominance des congénères présentant un taux de chloration élevé.

Dans les macroinvertébrés, les concentrations en PCB totaux varient de 60 à 400 ng/g de poids sec selon les espèces. Une espèce de crevette extrêmement sensible à la pollution n'a pas été trouvée près de la source de pollution. Les spécimens analysés ont révélé exclusivement la présence de certains congénères (153, 138 et 180) probablement en raison probable des mécanismes de biodégradation.

Les échantillons de poissons présentent les concentrations les plus élevées : concentrations variant de 8 à 2 200 ng/g poids sec selon les congénères et une concentration en PCB totaux de 10 427 ng/g poids sec soit 1000 à 2000 ng/g poids frais [20].

Po et ses affluents Lambro, Dora Riparia

L'accumulation des PCB et d'autres polluants a été étudiée en 2006 dans les gammarides (un macroinvertébré) capturés sur trois sites dans la rivière Po en amont et en aval de sa confluence avec le Lambro, une rivière polluée. Les résultats confirment la contribution du Lambro à la pollution du Po et montrent des différences de bioaccumulation en fonction de la taille des individus. Les prédateurs s'attaquant aux petits individus favoriseraient la bioamplification. La pollution des sédiments par les PCB est stable par rapport aux mesures réalisées 10 ans plus tôt. Les concentrations des différents congénères étudiés dans les sédiments varient entre 0,05 (PCB 18) et 1 000 ng/g (PCB 153) [22].

Cette étude complète les précédentes études :

- campagne de prélèvements de sédiments et d'espèces aquatiques menée en 2002 au cours de laquelle des teneurs allant jusqu'à 0,126 mg/kg de PCB totaux ont été analysées dans les sédiments du Po [23].
- campagne de prélèvements d'espèces de poissons en 1979-1980 sur cinq stations de prélèvement au cours de laquelle des concentrations élevées ont été mises en évidence au droit des sites industriels [46]

Tibre

La contamination des eaux et des sédiments de l'estuaire du Tibre par les PCB a été étudiée en 1976 et 1977. Dans l'eau, les PCB ont été détectés dans 85 des 86 échantillons analysés à des teneurs moyennes de 0,297 ppb (0,009 – 1,000) en 1976 et 0,138 ppb (non déterminé – 0,380) en 1977 (1 ppb = 1 partie par billion = 1 µg/L). Les échantillons de sédiments présentaient tous une pollution en PCB allant de 28 à 770 ppb (µg/kg). La diminution des concentrations dans les eaux depuis la cote vers le large fait écrire aux auteurs qu'il est possible que les eaux du Tibre, fortement denses en microorganismes, agissent comme un agent de décontamination biologique. Ils concluaient à la nécessité de diminuer les concentrations limites pour les PCB dans les effluents industriels et urbains en Italie [21].

4.3.6. Lettonie

Des concentrations de l'ordre de 16 à 45 ng/g et de 200-210 ng/g des congénères PCB les plus abondants (n°138 et 153) ont été trouvées dans des perches prélevées dans les lacs et les rivières de Lettonie. Les auteurs de l'étude montrent que le degré de contamination des zones rurales en Lettonie est comparable à celui de la Suède tandis que la zone urbaine majeure de Lettonie, Riga, présente les milieux les plus pollués du pays [33].

4.3.7. Pays-Bas

Rhin

Les échantillons de matière en suspension prélevés dans le Rhin à Lobith au Pays-Bas ont été analysés pour rechercher le congénère PCB 28. Ces matières en suspension sont la principale source d'accumulation de sédiments dans le lac Ketelmeer. L'étude s'est portée sur l'affinité des composés avec la matière solide et une méthode de désorption des polluants : plus la fraction de polluants à se désorber rapidement des solides est importante, plus elle indique une contamination récente. Les résultats de l'étude montrent que la matière en suspension actuellement dans le Rhin ne contient pas de fraction détectable de PCB dont la désorption soit rapide. Les sédiments de surface du lac présentent déjà des fractions à désorption lente ou très lente. Les auteurs établissent un lien entre ce constat et l'absence de pollution récente de la matière en suspension dans la rivière. Toutefois la méthode présente encore des incertitudes. La concentration de PCB 28 mise en évidence dans la matière en suspension dans le Rhin au cours de cette étude est de 29 ng/g [41].

Par ailleurs, on relève qu'à Birmen-Lobith à la frontière entre les Pays-Bas et l'Allemagne, la quantité de PCB charriée annuellement par le Rhin est passée de 390 à 90 kilogrammes entre 1985 et 1992 selon les relevés de la CIPR (Commission Internationale pour la Protection du Rhin) [44].

4.3.8. Pologne

Oder

Huit congénères des PCB ont été analysés dans des spécimens de perches prélevées dans l'estuaire de l'Oder en mer Baltique en 1996-1997. Tous les échantillons de tissus musculaires des poissons contenaient des teneurs détectables de PCB. Mais les concentrations étaient inférieures ou comparables à celles mesurées dans une précédente étude dans une autre partie de la mer Baltique (valeurs maximale 266 ng/g et minimale 30,6 respectivement pour les congénères 153 et 28). Des variations saisonnières des concentrations en PCB ont été observées [36].

4.3.9. Portugal

Guardiana

Au cours de l'année 2001, l'estuaire de la rivière Guardiana a fait l'objet de prélèvements de matières en suspension dans l'eau réalisés sous diverses conditions : crues, tempête, conditions normales. Les PCB ont été analysés dans chacun des échantillons. Les faibles concentrations mesurées étaient attendues du fait de l'absence d'activités industrielles dans le bassin versant de la rivière. Cependant les échantillons transportés par le courant contenaient des concentrations supérieures (0,8 à 1,8 ng/g) à celles des sédiments de surface (0,1 à 1,1 ng/g). Les variations observées prouvent l'importance de l'effet des eaux de ruissellements qui surviennent à l'occasion de tempêtes, sur les concentrations des sédiments des estuaires faiblement contaminés [39].

4.3.10. Royaume-Uni

Mersey

Les particules < 500 µm de 66 échantillons de sédiments superficiels de la baie de Liverpool ont été analysés. Les résultats des analyses montrent une corrélation entre les teneurs en PCB et le taux de particules fines et la teneur en carbone organique. Les teneurs moyenne, maximale et minimale en PCB totaux sont respectivement 3 938, 37 880 et 82 pg/g (soit 3,9, 37,8 et 0,082 ng/g). L'étude indique que la source principale de PCB dans la baie de Liverpool est la rivière Mersey. Les auteurs comparent leurs résultats à ceux de la littérature concernant les estuaires des rivières Hudson et Acushnet beaucoup plus pollués [34].

4.3.11. Suisse

Léman, Rhône

Dans les années 80, une étude menée par Taradellas, rapportée par Ramade [104], a montré qu'en raison d'un temps de latence dans l'environnement, la concentration en PCB de la chair des poissons du Lac Léman continuerait d'augmenter après l'entrée en vigueur de l'interdiction de l'utilisation de ces composés. Selon cette étude, cette concentration devait atteindre sa valeur maximale (soit les concentrations mesurées en 1986 augmentées d'un facteur 1,4 à 1,6) entre 2005 et 2010 dans le cas d'une interdiction générale en 1990 (En France, les PCB ont été interdits en 1987).

Le suivi de la contamination du Léman par les PCB (entre autres polluants) est assuré par leur dosage dans la chair des poissons. En 2004, la teneur en PCB des ombles chevaliers (221 ng/g en moyenne et 450 ng/g au maximum) était supérieure à celle des lottes (17 ng/g en moyenne et 31 ng/g au maximum) et des perches (16 ng/g en moyenne et 26 ng/g au maximum). Mais elle semblait plus faible que par les années passées. Les valeurs mesurées étaient acceptables en regard de la législation suisse ou européenne sur les denrées alimentaires [52] [20].

En 1972, dans le Rhône à l'aval de Genève, les taux de PCB atteignaient 10 000 ng/g sur les chairs des truites. Parallèlement les taux dans les tissus humains étaient en moyenne de 1 000 ng/g poids frais, augmentant avec l'âge des individus pour des maxima de 2 mg/kg [13].

Rhin, Aar, Sarine

Au cours de l'été 2007 un cas de pollution par les PCB, dans la Sarine principal affluent de l'Aar dans le canton de Fribourg, révèle des concentrations pouvant atteindre plus de 10 fois la valeur maximale de 8 picogrammes d'équivalent toxique par gramme de chair fraîche fixée en Europe [19] (voir le détail au paragraphe 4.1).

4.4. SITUATION DANS LE RESTE DU MONDE

Voir aussi le tableau récapitulatif de la fiche synthétique réalisée en 2000 par la Commission Européenne [57] en annexe 6.

4.4.1. Australie

Brisbane

L'estuaire de la rivière Brisbane a fait l'objet de prélèvements d'eau, de sédiments, de poissons, de crustacés, de mollusques et d'oiseaux. Les analyses de PCB ont révélé des concentrations comparables à celles mesurées ailleurs. Les poissons de type mullets présentaient des concentrations importantes atteignant 2 900 ng/g de poids sec de tissu musculaire (mélange de PCB à plus de 60% de chlore). Les pélicans situés au

plus haut de la chaîne alimentaire, présentaient les concentrations les plus élevées atteignant 15 700 ng/g de poids sec [48].

4.4.2. Canada

Saint Laurent

Des échantillons d'eau ont été prélevés dans le Saint Laurent et notamment au niveau de confluence avec quatre de ses affluents, entre mars et novembre 1991. Les analyses d'eau étaient identiques pour tous les points de prélèvement avec en moyenne 1,33 ng de PCB totaux par litre. La fonte des neiges, chargées de polluants d'origine atmosphérique, est responsable des variations saisonnières observées dans le fleuve [71]⁵.

En 1996, une section du Saint Laurent exposée à de fortes concentrations de PCB a fait l'objet d'une campagne de prélèvements de sédiments. Des concentrations élevées de PCB ont été trouvées dans les 10 premiers centimètres des sédiments (9 800 et 3 800 ng/g d'Aroclor 1248 en poids sec) [69] (Voir carte en annexe 12).

4.4.3. Chine

Xinig *et al* ont publié en 2005 une étude sur l'évaluation spatio-temporelle de la pollution par les PCB en Chine [62]. Tous les milieux ont été étudiés : sols, eau, sédiments, organismes. Les niveaux de contamination ont été trouvés relativement faibles mais certaines pollutions majeures existent dans certaines régions et certaines rivières.

Les principaux résultats moyens pour les sédiments sont :

- rivière Pearl : 83,1 ng/g
- estuaire de la rivière Pearl : 58,9 ng/g
- baie de Dalian : 58,1 ng/g
- rivière Songhua : 36,8 ng/g

Les principaux résultats pour les eaux sont les suivants :

- Estuaire Minjiang : 985,2 ng/L

⁵ Il a été montré que le Lac Erié, recevait dans les années 80, environ 7 tonnes par an de PCB amenés par les vents [104].

- Lac Taihu : 631 ng/L

Les principaux résultats pour les organismes vivants sont :

- Estuaire de la rivière Pearl : 635,7 ng/g
- Baie de Jiaozhou : 273,3 ng/g

L'étude montre aussi que les concentrations en PCB ont augmenté entre 1980 et 1990 probablement à cause de mauvais entreposages, de fuite de containers, de transferts chimiques et de l'augmentation générale de la pollution.

Er-Jen (Taiwan)

Les variations saisonnières des concentrations de PCB dans les sédiments et les organismes vivants ont été étudiées dans l'estuaire de la rivière Er-Jen à proximité des sources de pollution entre 2002 et 2003. Une augmentation de la teneur en PCB et la fraction de PCB peu chlorés a été mise en évidence dans les sédiments à l'embouchure du fleuve après chaque saison humide. Les eaux de ruissellement entraînent les PCB dans le fleuve à partir de sites d'enfouissement hautement pollués. Les précipitations estivales affectent la distribution des PCB dans les sédiments de surface et les mulets de l'estuaire.

Les concentrations dans les sédiments peuvent dépasser 50 ng/g de poids sec de sédiment brut et 3 000 ng/g de matière organique sédimentaire. Selon les points de prélèvement, les valeurs obtenues peuvent varier d'un facteur 2 à 10 entre période sèche et période humide et d'une année sur l'autre.

Dans les poissons la concentration en PCB peut atteindre 8000 - 9000 ng/g de lipide. Les auteurs rapportent également des variations dans la fraction lipidique des poissons au cours des saisons. Ces variations peuvent provoquer des effets de dilution [49].

Fleuve jaune

Les particules en suspension et les sédiments ont été collectés dans le cours moyen et final du fleuve Jaune. Les Aroclor 1242, 1248, 1254 et 1260 ont été analysés avec au total des concentrations comprises entre la limite de détection et 5,98 ng/g. Dans la plupart des échantillons, la concentration des différents types de PCB s'échelonnait dans l'ordre suivant : TetraChlorés > TriChlorés > PentaChlorés. Les niveaux de contamination relevés sont relativement faibles comparativement à ceux d'autres rivières ou estuaires [50].

4.4.4. Egypte

Nil

Les sédiments (36 échantillons) et les poissons (18 échantillons) du Nil dans la région du Caire ont été analysés sur une période de un an entre 2003 et 2004. Les résultats montrent que les échantillons de sédiments contiennent, en moyenne, entre 1 461 et 2 244 pg/g de PCB sur poids sec. Dans les poissons, la concentration en PCB varie entre 695 et 853 pg/g de poids frais. Les auteurs notent une diminution des concentrations par rapport aux études préalables [65].

En 1986, une précédente étude mentionnait des concentrations de PCB dans l'eau de 0,024 et 0,039 µg/L respectivement dans le Nil et le **Canal Ismailia** [66].

4.4.5. Etats-Unis

Fox River (Wisconsin)

A partir de 1954, les usines de pâte à papier dans la vallée de la rivière Fox sont responsables d'une pollution par les PCB. Environ 13 500 tonnes d'émulsion contenant des PCB ont été déversées dans l'environnement entre 1954 et 1971 soit environ entre 125 et 400 kg de PCB purs dont environ 30 kg se trouveraient dans les sédiments de la rivière. Il a été estimé qu'environ 80 kg ont déjà été charriés vers le lac Michigan [75] (Voir carte en annexe 12).

Hudson Massachusetts

Le problème de la rivière Hudson est un cas majeur de pollution puisque consécutif à des déversements intentionnels de 600 tonnes de PCB entre 1947 et 1977. L'Etat de New York a établi un programme de remédiation. On trouvera de plus amples détails sur ce cas dans les chapitres consacrés aux Gestion de crise (5.2) et aux Exemples de remédiation (6.3).

Il apparaît qu'environ 60 % des PCB dans le lit de la rivière se trouvent dans 40 « points chauds » où la concentration dépasse 50 ppm ou 50 000 ng/g [63].

En 1999 on a relevé des concentrations dépassant 30 ppm (30 000 ng/g) de PCB totaux chez les poissons dans certaines parties du fleuve [109].

On relève un cas assez similaire dans la rivière Housatonic (Massachusetts) (voir chapitre 6.3).

(Voir carte en annexe 12)

Niagara (New York)

Les sédiments du Niagara ont été analysés pour déterminer la présence de 14 congénères de PCB. Les concentrations mesurées vont de 1,7 à 124,6 ng/g et les PCB 138 et 153 ont été retrouvés dans tous les échantillons. Les échantillons les plus concentrés ont été prélevés à proximité des points de rejet des stations de traitement des eaux municipales et des industries locales [67] (Voir carte en annexe 12).

Suqitughneq (Alaska)

Une étude a été menée par l'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Diseases Registry) sur une rivière en Alaska [70]. Les populations de poissons y ont été considérablement réduites suite à des activités militaires de 1950 à 1970. Le retour des poissons en 2000 a conduit l'US Army Corps of Engineers (COE) à mandater l'ATSDR pour évaluer la qualité alimentaire des poissons.

Les PCB ont été détectés dans les échantillons de filets de poissons (Dolly Varden et Saumon) à des concentrations moyennes situées entre 8,1 et 11,6 ppb ou ng/g. Les concentrations les plus élevées ont été trouvées dans les têtes des poissons. Les conclusions de l'ATSDR sont les suivantes concernant les PCB :

- Les faibles concentrations de PCB dans les poissons étudiés au point de prélèvement de NE Cape sont semblables à celles trouvées dans d'autres rivières de l'Alaska,
- La consommation des poissons étudiés au point de prélèvement de NE Cape n'est pas susceptible de provoquer des effets sur la santé.

4.4.6. Japon

Les poissons d'eau douce japonais (carpes et espèces omnivores) ont fait l'objet d'une étude publiée en 2007. Cette étude de standardisation est destinée à mieux détecter de subtiles diminutions futures des teneurs de micropolluants en lien avec le renforcement de la législation.

Les poissons étudiés proviennent de 14 rivières et lacs de localisations diverses à travers le Japon : isolées de toute activité humaine, agricoles, urbaine.

Les concentrations en dioxines dans les 3 milieux isolés s'élèvent à seulement 20% des concentrations relevées dans les 11 autres sites. Cependant les profils des congénères des PCB de type dioxine sont presque les mêmes dans toutes les régions étudiées. Cela indique que la pollution par les PCB a diffusé à travers tout le Japon.

Les PCB de type dioxine s'accumulent plus facilement dans les poissons que les dioxines et les furannes [78].

4.4.7. Russie

Volga (Lac de Rybinsk)

Le lac de Rybinsk sur la Volga a une superficie de 4 550 km². Une étude a été conduite sur des brèmes capturées en six points de prélèvement du lac. Les concentrations en PCB dans les foies des poissons atteignaient 3 400 ng/g de poids frais. Les plus fortes concentrations ont été découvertes dans les poissons pêchés près de la zone industrielle de Sheksna. La distribution des concentrations des différents congénères étudiés est identique pour tous les points de prélèvement du lac et de la rivière Volga [77].

5. Exemples de gestion de crises

5.1. AOUT 2007 : LES RIVIERES SARINE ET GERINE EN SUISSE

Durant l'été 2007, le canton de Fribourg en Suisse a fait face à une pollution par des PCB de type dioxine issus d'une décharge, dans la rivière Sarine entre les barrages de Rossens et de Schiffenen et dans la rivière Gerine. La Sarine est le principal affluent de l'Aar en rive gauche, lequel se jette dans le Rhin. Elle a conduit les autorités à interdire la pêche dans ces rivières le 29 août 2007.

Les analyses, réalisées sur 24 échantillons de poissons dans la zone incriminée et 2 échantillons de référence, ont révélé des teneurs en PCB comprises entre 2 et 96 picogrammes équivalents toxiques par gramme de chair fraîche. La Suisse n'a pas fixé à l'heure actuelle de valeurs limites pour ces substances. Toutefois, la valeur maximale en vigueur en Europe depuis 2006 pour la somme, exprimée en toxicité équivalente, des dioxines, des furannes et des PCB est de 8 picogrammes par gramme de chair fraîche. Dix sept échantillons présentaient une valeur égale ou supérieure à cette valeur maximale. Ces résultats révèlent une contamination importante des poissons par des PCB. Les teneurs en dioxines et furannes sont par contre clairement en dessous des normes fixées.

Le communiqué de presse de la Direction de la santé et des affaires sociales (DSAS) du Canton de Fribourg du 29 août 2007 précise qu'il n'y a pas de risque pour la santé en cas de contact avec l'eau ni en cas d'ingestion occasionnelle.

A titre préventif, le Conseil d'Etat a décidé une interdiction totale de la pêche dans les endroits concernés (soit un tronçon de 40 km [24]). L'interdiction de la pêche a été étendue aux zones où les analyses n'ont pas montré de contamination en vue de la migration probable des poissons, notamment des truites, provenant des zones contaminées vers l'amont. Par mesure de précaution, l'interdiction a été également étendue au Lac de Schiffenen. Des analyses complémentaires plus détaillées ont été entreprises.

Le Conseil d'Etat complète ses investigations afin de déterminer si d'autres zones sont touchées ou si la zone d'interdiction de pêche peut être réduite. Les services concernés de l'Etat travaillent à la détermination des causes de cette pollution (étude des anciennes décharges exploitées de 1950 aux années 70) et des mesures additionnelles qu'il convient de prendre.

Une page du site internet de la DSAS a été mise en place et diffuse :

- Le communiqué de presse de la DSAS accompagné des cartes des points de prélèvement, des résultats d'analyse, des liens vers les sites des services concernés (service de l'environnement, laboratoire, médecin cantonal,...), les

adresses, numéros de téléphone et mails des personnes responsables (chef du secteur pêche, chimiste du laboratoire cantonal, administrations,...),

- Le dossier de la conférence de presse du 29 août,
- Le compte-rendu de la séance publique d'information du 11 septembre,
- Les questions et les réponses du public au cours de la séance publique et celles transmises sur la boîte à lettres du site de la DSAS.

[19]

5.2. 1991 : DIOXINES ET FURANES DANS LA RIVIERE DOE LEA AU ROYAUME-UNI EN 1991

Le cas relaté ici ne concerne pas une pollution par des PCB mais par d'autres POPs organochlorés : les dioxines et les furannes.

En 1991, le NRA (National Rivers Authority) a découvert que les sédiments de la rivière Doe Lea étaient très largement contaminés par des dioxines et en moindre quantité par des furannes.

Le NRA a identifié la source des polluants : il s'agissait d'un déversement autorisé d'une station de traitement d'effluents biologiques. Le NRA a travaillé avec la compagnie responsable de la station et avec d'autres établissements (ex. : Her Majesty's Inspectorate Pollution (HMIP)) pour prévenir une nouvelle pollution de la rivière.

Ayant recherché un conseil juridique, le NRA a été informé en 1992 qu'une action en justice n'aurait pas de succès du fait que la station était autorisée à rejeter. Toutefois une action civile pour recouvrer les frais de remédiation était possible selon la Section 161 du Water Act Resources de 1991.

L'antenne régionale du NRA a entrepris le projet de restauration de la Doe Lea pour rechercher les moyens de nettoyer une courte partie de la rivière et préparer les arguments juridiques pour le recouvrement des frais engagés. Dans le cadre de ce projet, le Water Research consultant a produit des valeurs guides pour les dioxines au dessus desquelles la remédiation serait nécessaire. Ove Arup, une société d'ingénieurs consultants, a conduit le dossier d'évaluation des risques des différentes options de remédiation.

Ce projet a conclu en juillet 1995 que l'option la plus sûre était de ne pas perturber les sédiments et de laisser la rivière disperser les polluants naturellement. Consécutivement à ce résultat, le NRA n'a pas pu entreprendre d'action civile contre le pollueur.

La quantité de dioxines dans les sédiments de la rivière a diminué de 95 % entre 1991 et 1995. La quantité de dioxines rejetée par la station a également été réduite [40].

5.3. ANNEES 80 : LES RIVIERES HUDSON, HOUSATONIC ET LES GRANDS LACS AUX ETATS-UNIS

Dans le cadre de la pollution des rivières par les PCB, notamment les rivières Hudson et Housatonic (Voir carte en annexe 12), l'Agence pour la protection de l'environnement (US-EPA) a mis à disposition du public et des différents acteurs des pages relatives aux PCB sur son site internet <http://www.epa.gov/pcb/>. Le site comprend aussi des pages spécifiques qui décrivent pour chaque cas [60] [98] [101] :

- l'histoire du site,
- l'historique des décisions prises,
- des informations sur les PCB,
- les avis concernant la pêche et les risques pour la santé,
- la participation du public...

6. Exemples de traitement de sédiments

Les pollutions des sédiments par les PCB donnent lieu selon les contextes socio-technico-économiques à diverses controverses pour déterminer une stratégie d'action. Cette stratégie se résume généralement à la combinaison ou au choix parmi les trois options suivantes :

- Atténuation naturelle stimulée, accompagnée d'une surveillance,
- Confinement *in-situ*,
- Traitement physico-chimique ou biologique et/ou confinement sur site ou hors site.

Pour plus de détails, on se reportera à l'ouvrage « *A Risk Management Strategy for PCB-Contaminated Sediment* » (2001) [95]

Le présent rapport se focalisera, conformément à la demande du client, sur quelques exemples où le choix stratégique s'est porté sur le traitement des sédiments. Le traitement des sédiments pollués par les PCB, pollution généralement diffuse, implique au moins trois phases :

- Phase 1 : Excavation des sédiments,
- Phase 2 : Séparation physique et concentration des particules contaminées,
- Phase 3 : Neutralisation du polluant par destruction ou confinement.

6.1. FRANCE

Les travaux de dragage de sédiments décrits ici n'ont pas pour objectif une réhabilitation de la Seine vis-à-vis de la pollution mais la maintenance de sa navigabilité.

Ces opérations de dragage de la Seine donnent lieu à une analyse préalable de la qualité des sédiments tous les 3 ans. Les analyses montrent que les échantillons sont légèrement à modérément contaminés par des micropolluants, dont les PCB. En fonction de ces résultats la gestion des sédiments peut varier : mise en décharge des matériaux peu pollués ou traitement physique (tamisage, hydrocyclone) des sédiments provenant des sites les plus contaminés. Ces traitements permettent de séparer les particules fines polluées des graviers et des sables non pollués [8].

6.2. CANADA

6.2.1. Canal Lachine

Des sédiments pollués par des PCB dans l'ex-canal Lachine de navigation industrielle (18-19^e siècle) au Canada ont été mis en évidence. Un programme de réhabilitation a été mis en place qui a conduit à la mise en œuvre d'actions prioritaires [73]

Six options de réhabilitation du canal ont été présentées par le promoteur du projet à la Commission chargée du dossier en 1996. Elles sont décrites dans le tableau de l'illustration 9 ci-dessous :

Options	Description	Coûts (\$ 1993)	Délais
Confinement terrestre	Les sédiments sont excavés au moyen d'une drague, transportés puis confinés dans un site choisi	Trois expériences connues à 6, 22 et 28 millions de dollars	1 an
Confinement <i>in-situ</i> des sédiments au fond du canal	Les sédiments sont recouverts par une membrane géotextile directement sur le fond du canal. Des pierres concassées recouvrent ensuite le tout	6 millions de dollars	0,5 an
Encapsulation en rive	Les sédiments sont excavés au moyen d'une drague, puis confinés à l'intérieur de cellules étanches construites dans le canal	10 millions de dollars	2 ans
Solidification/stabilisation <i>in-situ</i>	Les sédiments sont fixés dans une matrice à l'intérieur du canal. On ajoute des réactifs chimiques et du ciment. Les sédiments deviennent alors solides et ne sont plus perméables. Aucun dragage n'est requis	12 à 24 millions de dollars	Quelques mois à 1,5 an
Solidification/stabilisation <i>ex-situ</i>	Les sédiments sont traités comme pour la méthode précédente, mais le travail est exécuté après dragage et transport vers un site d'entreposage	6 à 12 millions de dollars (sans compter le confinement)	1,5 an
Extraction physico-chimique	Les sédiments sont d'abord excavés au moyen d'une drague. Ils sont traités par divers moyens pour extraire les métaux et les contaminants organiques. A la fin du processus, les sédiments peuvent être remis en place ou recyclés	30 à 43 millions de dollars	2 ans

Illustration 9 - Tableau récapitulatif des options possibles pour la réhabilitation du Canal Lachine [102]

L'option retenue par le promoteur est l'encapsulation en rive dans trois cellules. Cependant la Commission [102] en charge du dossier a rejeté cette option jugée peu fiable économiquement et techniquement. Après avoir examiné des techniques émergentes (méthode électrocinétique, et un procédé de séparation sur barge) présentant peu de garanties techniques, la Commission a décidé de recommander une solution dite de « non intervention » [102].

Finalement seuls les sédiments situés au droit des écluses seront éliminés [73].

6.2.2. Sydney (Cap Breton)

Des sédiments, issus des activités d'une immense fonderie contiennent des PCB mais aussi des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Ils se déversent dans la mer et ont eu un impact majeur sur les pêcheries du secteur (15 km²) car la pêche y a été interdite (notamment la pêche au homard).

Un projet prévoit le traitement de 120 000 tonnes (92 000 m³) de sédiments. Un incinérateur hors site sera chargé de l'élimination des PCB. Les sédiments résiduels seront confinés et traités *in-situ* par stabilisation/solidification sur une couche de 1 à 2 mètres au moyen d'un liant de type ciment Portland. L'opération sera réalisée à l'aide de système à tarières et d'injection.

Le coût total de l'opération qui comprend aussi le traitement des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et la réhabilitation du site industriel atteindra 1 milliard de dollars répartis sur fonds privés, étatiques et fédéraux [73]. Les travaux concernant les PCB s'échelonneront entre 2006 et 2010 [97] (Voir carte en annexe 12).

6.3. ETATS-UNIS

6.3.1. Duwamish River (Washington)

La remédiation des sédiments de la rivière Duwamish sur le site de King County CSO est la première opération entreprise dans le cadre du programme de restauration Elliott Bay/Duwamish. La remédiation des sédiments contaminés par des PCB a été réalisée par dragage mécanique des sédiments et leur remplacement par du sable propre.

Les échantillons collectés au cours du dragage ont montré que la contamination par les PCB était plus diffuse et plus sévère qu'indiqué initialement. Cela a eu pour conséquence le déplacement de plus grandes quantités de sédiments que prévu. Le dragage principal a été réalisé jusqu'à une profondeur de 0,9 mètre et étendu à 1,8 mètre pour deux zones hautement polluées. Les sédiments restant dans ces zones contiennent des concentrations de PCB qui excèdent les critères de qualité des eaux de l'Etat de Washington. La couche de sable de remplacement ajoutée sur ces sédiments constitue donc un confinement épais. Le monitoring réalisé après les travaux indique que le matériau de remplacement n'a pas été impacté par les travaux [80].

6.3.2. Fox River (Wisconsin)

Les études préparatoires au traitement de la pollution de la rivière Fox ont commencé il y a plus de 25 ans. Elles comprennent des :

- études de diagnostic,
- recherches des différentes alternatives de traitement,
- études de faisabilité,
- projets de démonstration,
- études d'évaluation des risques.

Finalement un plan de remédiation conçu par le Département des ressources naturelles (DNR) du Wisconsin et l'US-EPA a été proposé en octobre 2001 et a fait l'objet d'une enquête publique. Des discussions ont encore eu lieu pour déterminer l'ampleur des opérations (longueur du cours d'eau à traiter). La limite d'intervention pour le dragage des sédiments a été fixée à 1 ppm. Un monitoring de l'atténuation naturelle sur les sédiments non perturbés a été conduit [75].

En 2003, le plan de traitement prévoyait les modalités de traitement suivantes :

- dragage des sédiments par voie hydraulique ou mécanique. Le système de dragage prévu permet de ne pas remettre les sédiments en suspension et de conserver l'eau assez claire.
- assèchement passif des sédiments en bassin de décantation ou mécaniquement sous filtre presse,
- traitement de l'eau avant son retour à la rivière,
- dépôt des sédiments en décharge avec transport par camion ou pipeline

Aucune méthode de destruction des PCB n'était prévue.

Les travaux devaient débiter au cours de l'été 2003 pour une durée de 7 ans. Malgré tout, les délais estimés avant le retour à une situation normale dans la rivière en termes de risques vis-à-vis de la consommation de poissons varient de 14 à 100 ans.

Le budget annoncé s'élevait à 308 millions de dollars [76] dont 258 millions pour le dragage d'environ 5,8 millions de m³ de sédiments sur environ 40 km et la mise en décharge, et 50 millions de dollars pour la surveillance du site [96]. Soit un coût de 6,5 millions de dollars US 2001 par kilomètre ou 44 dollars US 2001 par mètre cube de sédiment.

Ce projet a fait l'objet de nombreuses critiques concernant son efficacité et des lacunes dans sa conception (voir le site Fox River Watch) [96].

L'ensemble du dossier, dont un rapport détaillé sur la libération des PCB dans l'atmosphère au cours du traitement des sédiments et de nombreuses autres informations, est disponible sur le site du DNR [75] (Voir carte en annexe 12).

6.3.3. Hudson river (Massachusetts)

Entre 1947 et 1977 la société General Electric a déversé 585 tonnes de PCB dans la rivière Hudson [59].

En 1987 on estimait le budget de réhabilitation de la rivière Hudson sur une longueur de 8 km (au nord d'Albany) à 27 millions de dollars (20 millions de dollars du US Government Clean water Act et 6,7 million de l'Etat de New York). La quantité de PCB contenus dans les sédiments à cet endroit était estimée à 23 tonnes. Le département d'état à la conservation de l'environnement a proposé le dragage 272 000 m³ de sédiments et leur transport dans un site de confinement proche [100].

Soit 99 dollars par mètre cube de sédiments et 3,4 millions de dollars par kilomètre (dollars de 1987).

En décembre 2000, L'Agence de protection de l'environnement (US-EPA) fait paraître une proposition de plan de remédiation dans le cadre des financements dits « Superfund site ». Une enquête publique a suivi.

En avril 2001, l'Agence revoit son programme en fonction des commentaires recueillis au cours de l'enquête publique.

En août 2001, L'EPA annonce son intention de demander à General Electric de traiter les sédiments contenant des concentrations élevées de PCB sur plus de 60 km du cours de l'Hudson.

En février 2002, l'EPA publie son « Record of Decision » (ROD) appelant le traitement d'environ 2 millions de mètres cubes de sédiments contenant 67 tonnes de PCB. Il est prévu 3 années de préparation avant le début des travaux en 2005. General Electric est responsable de la mise en place du traitement ou de son paiement. Une alternative prévoit que l'EPA réalise ses propres travaux de traitement et présente à General Electric une facture 3 fois plus élevée que le coût de l'opération.

[59]

Du printemps 2002 à 2009 : la phase de préparation est lancée en 2002. Elle inclut la conception détaillée de l'opération, du procédé de traitement des eaux, la sélection de site de confinement, l'appel d'offre pour la réalisation du traitement, etc. Elle prendra au total 5 ans au lieu des 3 prévus, soit jusqu'en 2009 [59]. Environ 3 millions de dollars avaient été dépensés en 2003 pour cerner l'extension de la pollution dans l'Hudson. Après avoir évalué toutes les alternatives, le projet de réhabilitation qui a été

formulé consiste à draguer mécaniquement ou hydrauliquement les 40 zones les plus contaminées du lit de la rivière. Les sédiments doivent ensuite être confinés. Les fonds nécessaires pourraient être obtenus en partie via le Clean Water Act, une loi spéciale du Congrès ou via le système de financement Superfund [63]

Décembre 2004 : le site de confinement des sédiments est choisi sur une sélection de 24 sites possibles. Les sédiments y seront transportés par voie ferrée [59].

2009 à 2015 : Les opérations de traitement sont prévues pour durer 6 années, jusqu'en 2015.

L'association Clearwater déplore que chaque année de plus passée à mettre en place le projet, 225 kg de PCB sont entraînés en aval du fleuve dans une zone qui ne fait pas partie du plan de remédiation entrepris.

[59]

Le programme de remédiation de l'US-EPA et l'ensemble du dossier sont consultables sur le site Internet de l'US-EPA [60].

Voir aussi en annexe 10 la feuille de route du projet Superfund de la rivière Hudson et la carte de l'Amérique du Nord en annexe 12.

6.3.4. Housatonic river (Massachusetts)

General Electric Corp. a été mis en demeure d'éliminer les sédiments hautement contaminés provenant de la rivière Housatonic. La proposition de la firme qui projetait de confiner les sédiments a été rejetée par l'Etat et les autorités fédérales.

La contamination provient de la rupture d'un réservoir de produits chimiques souillés par des PCB dans les années 1960.

L'action contre la compagnie a été entreprise quand l'Agence de Protection de l'Environnement des Etats-Unis (US-EPA) et le Département de protection de l'environnement du Massachusetts ont indiqué qu'une partie de la rivière contenait des taux élevés de polluants. Des valeurs atteignant 54 000 ppm à 104 000 ppm ont été découvertes dans les sédiments (à comparer aux valeurs de l'ordre de 1 à 10 ppm habituellement trouvées dans les sites comparables). On a estimé dans un premier temps que 3 000 tonnes de sédiments contaminés par des PCB seraient dragués de 20 à 100 cm de profondeur pour un coût de 1 million de dollars [51]. Soit environ 430 dollars par mètre cube de sédiment.

Finalement le programme des travaux pour la réhabilitation de 3 segments de la rivière a été arrêté en octobre 2000. Sur le premier segment, 13 500 mètres cubes de sédiments et de terres provenant des berges ont été retirés jusqu'en 2002. Les travaux ont commencé aussitôt sur le second segment où l'Agence de l'environnement estime le volume de sédiments à draguer à 71 000 mètres cubes jusqu'en 2007. Pendant ce temps les études préparatoires se poursuivent sur le 3^e segment mais aussi sur les

sites industriels pollués de General Electric et plusieurs sites résidentiels [100] (Voir carte en annexe 12).

6.3.5. Saginaw (Ville de) (Michigan)

Une étude pilote de traitement par bioremédiation a été conduite sur le site de confinement de Saginaw (Michigan) sur des sédiments provenant du dragage de lacs. Le matériau a été installé dans trois cellules d'environ 9 m de diamètre et 1 m de profondeur sur une épaisseur de 75 cm. L'une des cellules servait de témoin. Les deux autres cellules ont été labourées toutes les deux semaines. L'une d'entre elle était aussi noyée avec l'eau provenant de la baie toutes les deux semaines.

Les résultats de l'étude ne montrent pas de différence entre les trois cellules. Les PCB ont été réduits de 70% dans un délai de 30 à 45 jours. Les dioxines et furannes également présents n'ont pas disparus [18] (Voir carte en annexe 12).

6.3.6. Saint Laurent (New-York)

Le Saint Laurent définit la frontière entre l'Etat de New York et l'Ontario (Canada) (Voir carte en annexe 12).

Le projet de remédiation du Saint Laurent concerne approximativement 65 500 m³ de sédiments pollués par des PCB. Ces sédiments proviennent d'une zone proche de la rive sur une distance d'environ 1,2 km.

Le budget initial du projet préparé en 1998 était de 63 millions de dollars. Les coûts estimés pendant la phase de conception étaient basés sur une réalisation au cours d'une seule saison d'avril à novembre. L'estimation finale effectuée juste avant le démarrage des opérations était de 41 millions de dollars. Au cours de l'année 2001, les coûts actualisés étaient sensiblement au dessous de ces estimations. Cependant, une seconde saison de mise en œuvre a été nécessaire en 2002 pour achever le confinement sous eau dans une petite zone de 0,44 hectares. En conséquence, le projet a rencontré des difficultés significatives et des imprévus tout au long des travaux. Et finalement le coût final n'est pas très différent de la première estimation. Soit 960 dollars par mètre cube de sédiment (dollars de 2002).

Les dépassements de budget ont été observés tout au long de la première saison sur plusieurs ateliers [72] :

- Construction du stock de sédiments sur la rive et des zones d'opération,
- Monitoring des milieux environnementaux,
- Traitement des sédiments,
- Management.

Ils ont été attribués à plusieurs facteurs :

- Difficultés à atteindre les objectifs de remédiation des sédiments qui ont donné lieu à une prolongation du projet et à des activités de dragage considérablement plus importantes que celles initialement prévues,
- Des complications imprévues concernant la manipulation et le traitement des sédiments,
- Et la nécessité d'étendre largement le champ du monitoring environnemental en réponse aux obligations légales.

6.4. SUEDE

6.4.1. Lac Järnsjön

Près de 400 kg de PCB ont été découverts dans les sédiments du Lac Järnsjön (à moins de 80 km au Sud-Ouest de Karlstad). Cette découverte fait suite à la détection d'une pollution de la rivière Eman en 1981 en aval du lac. Les conséquences sur l'environnement ont conduit les autorités à décider de draguer les sédiments (147 000 m³) et de réaliser un centre de confinement spécifique au lac entre 1992 et 1993.

Le coût de l'opération s'est élevé à 6,5 millions de dollars US qui ont été répartis entre l'agence de protection de l'environnement suédoise, la compagnie de production de pâte à papier responsable de la pollution et la municipalité de Hultsfred qui était chargée de la remédiation. Soit 44 dollars par mètre cube (dollars de 1993).

[54] [55]

Les concentrations en PCB dans une rivière alimentée par le lac Järnsjön ont été mesurées avant (1991) et après (1996) la décontamination de celui-ci. Les concentrations dans l'eau du lac ont significativement diminué de 8,6 à 2,7 ng/L et les concentrations dans les poissons (perches) étaient deux fois moindres après les travaux. Ce constat est vrai pour tous les points de prélèvement étudiés.

Cependant les auteurs ont comparé ces valeurs à celles observées au cours d'un monitoring de 30 années dans un autre lac au sud de la Suède. Ce monitoring montre une diminution naturelle des concentrations de 6% par an. Rapportés à ce taux annuel, les résultats obtenus en aval du lac Järnsjön ne peuvent être imputés aux seuls travaux de remédiation [79].

6.4.2. Fjord Örserumsviken

Le cas du fjord Örserumsviken (près de la ville de Vastervik, côte Est de la Suède) est assez similaire à celui du lac Järnsjön ci-dessus. De 2001 à 2004, 1 400 kg de PCB ont été trouvés dans la région, principalement (85%) dans une ancienne décharge et dans les sédiments d'une lagune.

La répartition du polluant dans les différents milieux et les flux annuels ont été estimés et sont récapitulés dans le schéma de l'illustration 10. Ce schéma montre l'importance du flux de polluants entraînés par les sédiments du Fjord vers la côte.

Les objectifs des mesures de dépollution étaient les suivantes :

- Diminuer de 90 et 70% le transport respectif des PCB et du mercure depuis le fjord vers la zone côtière,
- Réduire de 99% les émissions atmosphériques provenant des terrains pollués.

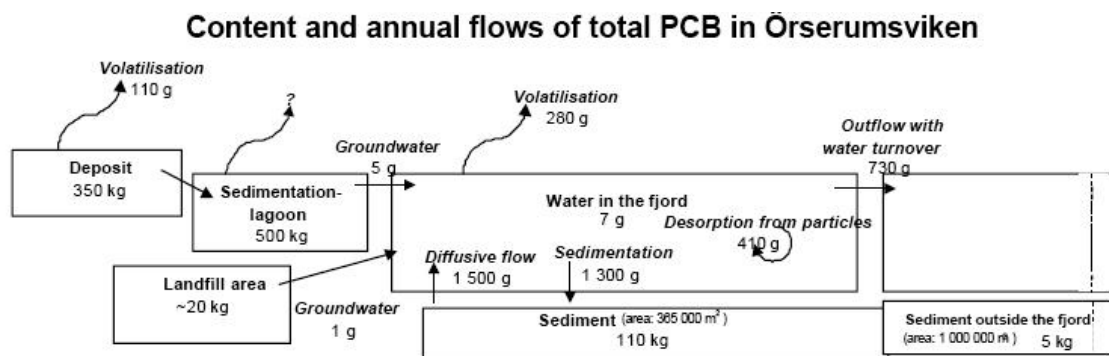


Illustration 10 - Schéma récapitulatif de la répartition et des flux annuels de PCB sur le site de Örserumsviken [99].

Des études préalables aux travaux de dépollution ont été entreprises dont :

- la caractérisation des polluants en termes de toxicité et de comportement vis-à-vis de la matrice solide,
- la cartographie des sédiments,
- la modélisation des flux.

Le choix des solutions techniques s'est fait sur la base d'objectifs de réhabilitation et de contraintes économiques. Le système de dragage qui ne doit pas remobiliser les sédiments est le même que celui employé sur le site de Järnsjön entre 1993 et 1994. Il comprend une vis horizontale qui prélève et transporte les sédiments jusqu'à une pompe à succion qui permet un transport hydraulique jusqu'à l'usine de filtration. En cas de nécessité, des géotextiles peuvent être tendus dans l'eau pour réduire la diffusion de particules en suspension au cours du dragage.

Les premières études ont montré la nécessité de draguer approximativement 200 000 m³ de sédiments à une profondeur de 40 à 80 cm sous le fond du fjord. Mais une évaluation approfondie des risques a montré que ce volume pourrait être réduit.

L'assèchement des sédiments est nécessaire pour assurer leur stabilité en décharge. L'eau éliminée doit passer par un système de purification avant de retourner dans le fjord [99].

Les sédiments contenant des PCB et d'autres polluants (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques et mercure) ont donc été déplacés vers un nouveau site de confinement. L'une des baies les plus polluées de la côte Est de la Suède a été décontaminée et ne représente plus une source de pollution pour la mer Baltique fortement polluée par ailleurs [54] [56].

6.5. TABLEAU RECAPITULATIF DES COÛTS DE TRAITEMENT

Les budgets des projets décrits ci-dessus sont récapitulés dans le tableau de l'illustration 11. On constate des différences entre les budgets pouvant atteindre un facteur de l'ordre de 250. Rapportés au mètre cube de sédiment traité, ces coûts présentent encore des différences importantes atteignant parfois un facteur supérieur à 20.

Pays, projet	Année	Coût total (millions US \$)	Volume de sédiments (m ³)	Coût par m ³ de sédiment (US \$/m ³)
USA, Saint Laurent	2002	63	65 500	960
USA, Housatonic river (projet)	< 2000	1	3 000	430
USA, Hudson river	2002	300	2 000 000	150
USA, Hudson river	1987	27	272 000	99
USA, Fox river	2001	258	5 800 000	44
Suède, Lac Järnsjön	1992-93	6,5	147 000	44

Illustration 11 - Tableau récapitulatif des coûts de dépollution des projets de traitement des rivières.

Si l'on se réfère à l'exemple de la Fox river aux Etats-Unis, les travaux de dragage et de traitement des sédiments représentent la part la plus importante du budget total des opérations (258 millions sur 308 millions de budget total – 84 %). Les variations observées dans le tableau de l'illustration 9 semblent donc moins imputables à des imprécisions de la littérature sur l'affectation des budgets qu'à d'autres causes telles que :

- la présence d'autres polluants également traité : HAP, mercure,...
- des difficultés techniques variables rencontrées sur les différents sites (débit, largeur et profondeur des rivières, profondeur des sédiments à draguer,...)
- le choix des procédés mis en œuvre.

D'autres exemples de projet de remédiation de sédiments dans la région des Grands Lacs Nord-Américains sont disponibles sur le site Internet de l'US-EPA [98] (voir annexe 11).

7. Dragage et traitement des sédiments pollués par les PCB

L'ensemble des opérations de dragage et de traitement est décrit dans un guide réalisé par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie et le Pôle de Compétence Sites et Sédiments Pollués dans le cadre d'un programme européen LIFE. Ce guide, « Méthodes de gestion et de réutilisation des sédiments pollués », présente un inventaire technique et financier des méthodes de curage, de traitement et des usages possibles des sédiments [111].

Ces travaux se déroulent en plusieurs étapes :

- Etudes préalables et caractérisation des sédiments
- Choix de la filière de destination
- Extraction
- Transport
- Traitement

7.1. ETUDES PREALABLES ET CARACTERISATION DES SEDIMENTS

Cette étape est indispensable et consiste à réaliser les analyses des sédiments pour connaître leurs caractéristiques physiques (composition, granulométrie, aptitude à la décantation et à la séparation), chimiques (concentrations en polluants), physico-chimique (aptitude à la lixiviation), biologiques (toxicité, qualité en termes de biodiversité, qualité bactériologique). On détermine également le volume de sédiments à draguer et l'étendue de la zone de dragage.

Ces études conduisent à une analyse de risques et/ou une analyse du cycle de vie.

[111]

7.2. DRAGAGE DES SEDIMENTS

L'extraction des sédiments est soumise au respect de la zone de dragage préalablement établie et à la limitation des conséquences des travaux : augmentation de la turbidité, mise en suspension des particules, augmentation de la demande chimique en oxygène, dispersion d'éléments nutritifs, migration de polluants, ...

En 2001, dans un ouvrage du National Research Council, on recense 5 méthodes de dragage hydrauliques et 3 méthodes de dragage mécaniques. Ces méthodes y sont comparées en fonction de leurs capacités (profondeur, précision, aptitude à remettre les sédiments en suspension, coûts, ...). Les méthodes mécaniques sont les plus susceptibles de remettre les sédiments en suspension. Les coûts de dragage des sédiments, dans le cadre d'un projet de remédiation, sont décrits comme 2 à 3 fois supérieurs à ceux des opérations de dragage destinées au maintien de la navigation [95] (page 217).

L'inventaire réalisé par le guide de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie et du Pôle de Compétence Sites et Sédiments Pollués [111] mentionne quatre familles de méthodes de dragages :

- Le **dragage en eau** (dragage à l'Américaine, dragage par injection d'eau) dont le principe est la remise en suspension des sédiments. Il est inadapté au dragage environnemental. Le coût (hors amené et repli) est d'environ 20-25 €/m³ de sédiments.
- Le **dragage hydraulique** dont le principe repose sur l'utilisation de pompes centrifuges. Il s'agit des dragues suceuses, dragues suceuse à désagrégateur, drague suceuse refouleuse, drague suceuse porteuse, Aquamog, Swan 21. le coût est compris (hors amené et repli) entre 20 et 30 €/m³ de sédiments.
- Le **dragage mécanique** qui met en œuvre des bennes ou des godets. Ce type de dragage comprend les drague à benne preneuse, la drague à godet, la drague pelleteuse, la drague niveleuse, la drague à cuiller. Le coût de ces techniques (hors amené et repli) est compris entre 10 et 15 €/m³ de sédiments.
- Le **dragage pneumatique** fonctionne sur le principe des dragues hydrauliques additionné d'une aspiration réalisée par des pompes à air comprimé (dragues Pneuma et Oozer). Le coût de ces opérations varie de 25 à 45 €/m³ de sédiments environ.

Certaines de ces techniques ont été adaptées pour répondre aux contraintes environnementales liées à l'extraction de matériaux contaminés (drague à vis d'archimède, drague à cylindre rotatif Boskalis, drague balayeuse, etc). Leur coût de fonctionnement est compris entre 20 et 30 €/m³ de sédiments selon le guide de l'Agence de l'Eau Artois-Picardie et du Pôle de Compétence Sites et Sédiments Pollués [111]. Ce guide rappelle également l'ensemble des caractéristiques de chaque technique : type de travaux réalisable, sites concernés, profondeur, précision, capacité, rendement, teneur en eau des sédiments dragués, mode de transport associé.

7.3. PRETRAITEMENT DES SEDIMENTS

Avant le traitement proprement dit des sédiments, un prétraitement est généralement appliqué afin de réduire les volumes à traiter : sédimentation, séparation, tri, réduction de la teneur en eau.

Les méthodes employées ne sont pas spécifiques au traitement des sédiments contenant des PCB et sont ici rappelées pour mémoire :

- Méthodes de séparation : attrition, bassin de séparation, coagulation / floculation, criblage, hydrocyclone, lit fluidisé, séparateur magnétique, séparateur électrostatique et électrodynamique, vis,
- Méthode de déshydratation : consolidation sous vide, bassin de décantation, centrifugation, évaporation, filtration.

[111]

7.4. TRAITEMENT DES SEDIMENTS

7.4.1. Méthodes de confinement et de stabilisation

Les méthodes de confinement de polluants consistent à isoler la matrice solide contenant les polluants de façon à éviter leur remobilisation dans l'environnement. Dans le cas des sédiments, ces méthodes s'appliquent après dragage et transport dans un site choisi et aménagé de façon à garantir l'efficacité et la pérennité de l'isolement qui ne sera pas détaillée ici. On relève aussi des projets de confinement des sédiments sur site et *in-situ*.

Le projet de confinement sur site (encapsulation en rive), proposé sur le Canal Lachine (Canada) consistait à draguer les sédiments puis à les stocker dans des cellules étanches construites sur la rive même du canal (voir 6.2.1) [73]. Ce projet n'a pas été retenu. Le confinement *in-situ* consiste à déposer un géotextile dans le lit du cours d'eau de façon à isoler les sédiments pollués du milieu aquatique. Cette méthode a également été proposée et refusée pour le Canal Lachine (Canada) [73]. Elle a par contre été appliquée sur certains segments de la rivière Housatonic (Etats-Unis) après dragage des sédiments présentant les concentrations les plus élevées (> 1 ppm ou 1 000 ng/g) [101].

Les méthodes de stabilisation des polluants ont pour objectif d'immobiliser les polluants dans la matrice solide de façon à éviter leur migration dans l'environnement. Elles s'appliquent *in-situ*, sur site ou hors site. Elles consistent à stabiliser les polluants ou à solidifier la matrice qui les contient. La méthode la plus courante de solidification repose sur un mélange du solide pollué avec du ciment et/ ou de la bentonite en présence d'eau. La stabilisation modifie la mobilité du polluant par réaction physico-chimique ou biologique ou par adsorption sur un matériau [108].

7.4.2. Méthodes d'extraction des PCB

Extraction dans les eaux

Le traitement des sédiments implique la prise en compte de l'eau d'imprégnation.

- **Le charbon actif**

L'absorption des PCB sur charbon actif est utilisée pour le traitement des eaux contaminées. La contamination résiduelle est de l'ordre du ppb (partie par billion : 1 pour 1000 000 000) [3]. Voir par exemple le procédé Carbtrol® [61].

Cette méthode est largement répandue mais elle présente certains inconvénients [93] :

- Méthode non sélective,
- Tendance à une désorption après saturation,
- Difficulté d'élimination des traces ou ultratracés de polluants

- **Autres méthodes**

D'autres méthodes ont été développées mais restent coûteuses : oxydation photocatalytique, ozonation. Des absorbants concurrents du charbon actif sont donc mis au point pour retirer les polluants organiques persistants de l'eau. Par exemple, un absorbant biomimétique à base d'acétate de cellulose contenant un lipide (trioléine) a été développé par une équipe chinoise en 2006 [93]. Il tire profit de l'affinité des POP pour les lipides. Mais les études se déroulent encore au stade du laboratoire.

Extraction dans les sols et les sédiments

- **L'extraction par solvant**

Cette méthode est appliquée au traitement des sédiments et des sols. Elle consiste à isoler les composés polluants sous une forme liquide pour un traitement ultérieur en permettant la concentration de la phase à traiter dans un volume minimal et indépendant de la matrice solide. Pour les PCB, l'extraction chimique présente l'avantage de constituer une méthode non destructive, moins soumise à la réglementation et moins onéreuse en énergie par rapport à un traitement thermique.

On distingue plusieurs techniques dont notamment :

- l'extraction par solvants organiques spécifiques,
- l'extraction par lessivage en présence d'agents tensio-actifs,
- l'extraction par gaz liquéfiés et fluides supercritiques.

(Voir le dossier complet sur ce type de traitement dans la référence [3]).

- **Les techniques thermiques**

Plusieurs techniques peuvent être mises en œuvre :

- l'incinération sur site qui assure à la fois l'extraction et la destruction des molécules. Cette technique est utilisée sous réserve de suivre la réglementation en terme d'épuration des fumées et notamment d'éviter la production de sous produits hautement toxiques (dioxines et furannes) (voir 7.2.2.),
- l'extraction thermique qui permet d'éliminer les composés polluants dans un sol ou un sédiment par volatilisation puis destruction ultérieure par déhalogénéation (voir 7.2.3).

7.4.3. Méthodes de destruction des PCB

La biodégradation

De nombreux travaux ont été menés pour étudier la biodégradation des PCB en milieu aérobie et en milieu anaérobie. L'ensemble des résultats montrent que des populations anaérobies, spécifiques au type de contamination considéré se développent naturellement avec le temps et agissent par déchloration des biphényles les plus chlorés (au-delà des tri-chlorés).

L'atténuation naturelle évite la perturbation des milieux et les frais liés au dragage et au traitement. Dans le Rhin, au niveau du Lac Ketelmeer (Pays-Bas), on a relevé une diminution de la toxicité liée à quatre congénères d'environ 75% sur une période de 20 ans [107].

Les mécanismes de biodégradation qui interviennent naturellement *in-situ* (atténuation naturelle) peuvent être stimulés et contrôlés dans le cadre de procédés intégrant impérativement une étape de dragage (sur site) voire de transport (hors site). Toutefois dans le cadre d'un tel traitement, il est recommandé d'employer une méthode séquentielle faisant appel successivement à des organismes aérobies et anaérobies (voir le dossier complet sur ce type de traitement dans la référence [3]).

Un procédé de traitement faisant appel à la biodégradation des PCB prendra soin également de réaliser un monitoring des produits de dégradation parfois toxiques.

En 2001, une étude comparative de l'aptitude à la déchloration des PCB par les microorganismes en milieu réducteur a été conduite sur des sédiments d'origines diverses : rivière Er-Jen (Chine), rivière Hudson (Etats-Unis, NY), Lac Silver (Etats-Unis, MA), Puget Sound (Etats-Unis, WA).

L'étude montre par des méthodes thermodynamiques, que la déchloration des PCB est plus importante dans les sédiments présentant les concentrations les plus élevées de polluant (rivière Hudson et Lac Silver). Les auteurs imputent ce phénomène au fait que les sédiments les plus pollués favorisent l'adaptation de microorganismes ayant développé des mécanismes de déchloration diversifiés. Ces mécanismes affectent un plus grand nombre de congénères [106].

L'incinération

La voie d'élimination des PCB (pyralènes) la plus répandue en Europe et aux Etats-Unis est l'incinération à plus de 1200°C, qui évite la formation de dioxines. Si l'incinération est convenablement pratiquée, avec un matériel adéquat (chambre de combustion et de post-combustion conçues spécialement, temps de séjour d'au moins 2 secondes, nettoyage acide-gaz et équipement de contrôle sophistiqué), elle doit permettre la destruction de 99,9999% des PCB (voir l'estimation des coûts ill.12).

Les fours de cimenteries offrent des conditions de températures appropriées et des tests ont montré une destruction conforme au taux recommandé. Malgré cela, cette solution ne présente pas tous les moyens de contrôles de sécurité et certains gouvernements l'interdisent (*UNEP Chemicals, décembre 1998*).

Nature du déchet	Fourchette de coûts en \$ par tonne
Liquide	1000 – 2000
Solide (capacité, transformateurs)	2000 – 3000
Solvants et huiles avec faibles concentration de PCB	200

Illustration 12 - Coûts de traitement de quelques types de déchets de PCB par incinération en Europe (transport non compris) (d'après UNEP Chemicals, décembre 1998) [1].

En France, le procédé Novosol®, développé par la société Solvay, traite les sédiments selon deux étapes : une étape de phosphatation destinée à stabiliser les métaux lourds, une étape de calcination permettant la destruction des composés organiques, dont les PCB. Ce procédé autorise la valorisation des sédiments traités en sous-couche routière par exemple [112]. Pour une unité industrielle d'une capacité de traitement de 10 000 m³/an de sédiments bruts contenant 50 % d'eau⁶ soit 150 000 tonnes par an, la part d'investissement s'élève à 11,5 millions d'euros et la part du coût interne du traitement à 90 euros par tonne de sédiments (pour la seule étape de calcination) [113].

⁶ Le produit à calciner est ramené à une teneur de 10% en eau.

La déhalogénéation ou déchloration

Les méthodes de déchloration font appel à des agents réducteurs puissants comme le sodium pour arracher les atomes de chlore des molécules de PCB. Elles s'adaptent bien au traitement des huiles minérales contaminées des transformateurs. Mais elles ne sont pas considérées comme viables du point de vue économique (*UNEP Chemicals, décembre 1998*).

L'arc à plasma

La destruction par arc à plasma est du point de vue du concept la plus simple. Les produits sont détruits dans un plasma (gaz ionisé) d'argon. Cette technique a été développée par l'organisme de recherche du gouvernement australien (CSIRO). Les molécules sont cassées en atomes et le gaz post-plasma est enrichi en oxygène ou en vapeur pour éviter leur recombinaison. Les liquides produits contiennent de l'acide chlorhydrique qui est éliminée par les voies usuelles. Cette technique (procédé Plascon de SRL Plasma) a également permis la destruction de dioxines et furannes (ainsi que des gaz, chlorofluorocarbones, destructeurs de la couche d'ozone) (RAE, 1999) [110].

Les bases catalysées

La décomposition par des produits caustiques en présence de catalyseur est une technique inventée par l'US-EPA. Une paraffine chauffée à environ 300°C détruit les POP en présence de soude caustique et d'un catalyseur approprié. Le transfert d'hydrure de la paraffine au polluant expulse les atomes de chlore qui se recombinent alors avec le sodium présent. L'impossibilité pour des dioxines ou des furannes de se former au cours de l'opération est l'avantage principal du procédé. Celui-ci convient bien aux solutions diluées de PCB. Le procédé peut être couplé avec un équipement de désorption thermique préalable qui permet de traiter les sols contaminés (RAE, 1999) [110].

L'hydrogénation écologique

L'hydrogénation écologique utilise de l'hydrogène, qui à 800°C réduit les PCB et les autres organochlorés en produisant de l'acide chlorhydrique et du méthane. Ceux-ci peuvent être récupérés pour recyclage ou éliminés. Les conditions réductrices évitent la formation de dioxines et furannes. Ce procédé, couplé à un four de désorption préalable (400°C) sous flux d'hydrogène, permet de traiter des matériels contaminés (fûts, containers) (RAE, 1999) [110].

Le procédé sodium métal

Le traitement par le procédé sodium-métal permet la destruction des PCB dissous dans des huiles de paraffine (RAE, 1999) [110]

Le vapocraquage à haute température

Cette technique permet de décomposer les molécules traitées en molécules plus simples à des températures dépassant 1 100 °C et atteignant 2 100°C, en présence de vapeur d'eau et surtout en l'absence d'oxygène [3].

Réacteur haute température

Il s'agit de détruire les PCB par échauffement et rayonnement à des températures de l'ordre de 2 200°C [3].

7.4.4. Comparaison des techniques de traitement

Comparaison des techniques disponibles en France

Le Pôle de Compétences Sites et Sédiments Pollués et le Centre National de Recherche sur les Sites et Sols Pollués ont développé une banque de données appelée ASTRES qui recense les technologies de dépollution des sols, des sédiments et des eaux de nappes, disponibles en France [108]. Une interrogation de cette banque de données a mis en évidence neuf techniques physiques, thermiques, chimiques ou biologiques permettant de traiter les PCB dans les sédiments *in-situ*, sur site ou hors site. Le tableau de l'illustration 13 récapitule les résultats de cette interrogation.

Nom	Type	Principe	Coût (€/tonne)	in situ	sur site	hors site
Confinement	Physique	Isolation des sédiments pollués	610 - 915	X	X	X
Stabilisation / Solidification	Physique	Immobilisation des polluants sur place	25 - 185	X	X	X
Incinération	Thermique	Destruction des polluants par chauffage	280 - 1100		X	X
Désorption thermique	Thermique	Extraction des polluants par chauffage	40 - 150		X	X
Mise en solution / extraction	Chimique	Extraction des polluants par des moyens chimiques	80 - 1220	X	X	X
Oxydo-Réduction chimique	Chimique	Transformation des polluants par oxydoréduction	10 - 100	X	X	X
Déhalogénéation	Chimique	Destruction des polluants avec des réactifs chimiques	> 150		X	X
Bioterre	Biologique	Biodégradation des polluants	60 - 200		X	X
Bioréacteur	Biologique	Biodégradation optimisée des polluants	50 - 100	X	X	X

Illustration 13 – Tableau récapitulatif des techniques de traitement des PCB obtenues par interrogation de la banque de données ASTRES (2004) [108].

Les techniques indiquées permettent de traiter les PCB ainsi que d'autres polluants (ex. : hydrocarbures aromatiques, hydrocarbures, etc). Les intervalles de coûts indiqués par la banque de données ASTRES sont valables pour l'ensemble de ces polluants. Le coût de mise en œuvre d'une technique varie donc en fonction des difficultés associées au polluant à traiter.

Dans le cas des PCB les coûts seront généralement proches de la valeur haute de la fourchette indiquée du fait de leurs spécificités : difficultés de biodégradation, destruction thermique obligatoirement à haute température, etc. On note que la banque de données ASTRES ne recense pas l'ensemble des techniques citées plus haut dont notamment : arc à plasma, base catalysées, hydrogénation, procédé sodium métal etc...

En 1999, Rae [110] indiquait un coût de 50 millions de dollars pour la construction d'un incinérateur fixe et de seulement 1 million de dollars pour l'installation d'un système utilisant un arc à plasma. Cette différence de coût est compensée par la capacité de traitement des deux techniques 50 000 et 450 tonnes par an respectivement et par le coût du traitement : 200 à 3000 dollars/tonne pour l'incinérateur contre un coût inférieur à 2000 dollars/tonne pour l'arc à plasma. De plus, l'incinérateur permet de traiter différentes matrices, tandis que l'arc à plasma n'accepte que les matrices liquides.

Le choix technologique doit donc prendre en compte, entre autre, la capacité de traitement, les conditions techniques de fonctionnement et le coût de l'investissement qui peut varier d'un facteur supérieur à 200 entre deux techniques. Bien entendu, une étude technico-économique amont complète des filières de stockage ou de recyclage des sédiments traités est un constituant et un préalable indispensable à cette démarche.

Autres sources d'informations et autres techniques

D'importantes sources d'information concernant le traitement des sédiments n'ont pas été détaillées dans le cadre de cette étude. Elles méritent toutefois d'être mentionnées et de faire référence. Il s'agit des guides américains récents suivants :

- "Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites" produit par le United States Environmental Protection Agency (2005) [64],
- "Critical issues for Contaminated Sediment Management" - Marine Environmental Support Office – United States Navy (2002) [68],
- "Reference Guide to Non-Combustion Technologies for Remediation of Persistent Organic Pollutants in Stockpiles and Soil" édité par le United States Environmental Protection Agency (2005) [94],
- "Guide to the Assessment and Remediation of State-Managed Sediment Sites" Association of State and Territorial Solid Waste Management Officials (June 2007)

D'autres informations sur les techniques de traitement et de destruction des PCB sont aussi disponibles sur le site de l'US-EPA Clu-in [17] :

- Techniques ne faisant pas appel à l'incinération ;
- Désorption et destruction thermiques
- Oxydation chimique ;
- Extraction par solvant ;
- Bioremédiation ;
- Phytoremédiation.

Pour mémoire on mentionnera enfin, les techniques suivantes citées par l'UNEP :

- la gazéification ;
- l'évapo-incinération ;
- un procédé électrochimique utilisant le nitrate d'argent.

(UNEP Chemicals, août 1999. Guidelines for the Identification of PCB and Materials Containings PCB)[1].

8. Conclusion

L'étude réalisée dans ce document montre que l'ensemble des cours d'eau mondiaux est concerné par la présence de PCB dans les sédiments et les organismes vivants.

Les dépôts atmosphériques de ces polluants entraînent leur accumulation dans les milieux les plus reculés de la planète et les moins industrialisés. Mais, les cours d'eau soumis à une forte pression anthropique (industries, décharges, stations d'épuration,...) présentent les cas les plus graves de pollutions chroniques ou accidentelles.

On retrouve donc les molécules de PCB dans l'ensemble des fleuves français. Le Rhône et la Seine, qui drainent d'importants bassins industriels historiques, présentent logiquement les concentrations les plus élevées.

Des cas similaires sont identifiés dans tous les pays industrialisés : Allemagne, Espagne, Grande-Bretagne, Italie, Suisse, Russie, Etats-Unis, Suède... Les exemples de pollution les plus sévères sont rapportés dans les fleuves ayant subi des déversements intentionnels préalablement à l'interdiction de ces molécules, ou accidentels.

Les PCB sont des substances persistantes et ubiquistes, ce qui les classe dans la catégorie des Polluants Organiques Persistants (POPs) visés par des conventions internationales (Stockholm 2001) et par des législations européennes et nationales sur l'eau et les denrées alimentaires. Ces réglementations évoluent avec l'acquisition des connaissances sur les caractéristiques des molécules et les progrès des méthodes d'analyse. Le comportement des PCB dans l'environnement est encore mal connu. Leur toxicité est variable selon les molécules (209 congénères), les milieux et les organismes. Les concentrations en PCB peuvent être exprimées par rapport à un congénère (ex. : PCB n°153), la totalité des congénères (PCB totaux) ou un groupe de congénères (PCB de type dioxine, PCB indicateurs, Aroclor1254). Elles peuvent aussi être indiquées en équivalent toxique (TEQ) pour les PCB de type dioxine en utilisant les facteurs de toxicité internationaux. Enfin, les données de la littérature obtenues selon des protocoles variables et concernant des espèces vivantes différentes sont souvent peu comparables :

- les échantillons d'eau sont-ils filtrés ? si oui quelle est la porosité des filtres employés ?
- les sédiments sont-ils systématiquement l'objet d'une analyse de leur teneur en matière organique où les PCB semblent se fixer préférentiellement ? d'une granulométrie (adsorption préférentielle sur les particules les plus fines) ?
- les échantillons d'eau, de sédiments et d'organismes sont-ils représentatifs ?

- les prélèvements réalisés en différents points d'un cours d'eau ou d'un estuaire font-ils l'objet d'une étude statistique permettant d'éviter certains biais analytiques ?
- les prélèvements de sédiments ont-ils lieu à la suite d'un orage, d'un lâcher de barrage, d'une crue ou en période d'étiage ?
- les organismes vivants prélevés sont-ils de même espèce, de même âge, de même sexe ? (un poisson voit sa masse grasseuse (lieu de fixation des PCB) évoluer au cours du temps et des saisons, une femelle transfère une partie de ses lipides et donc de « ses » PCB dans ses œufs)
- les prélèvements concernent-ils une (des) section(s) du cours d'eau ou son ensemble ?

Dans ce contexte, la comparaison des valeurs trouvées dans la littérature avec le cas de la pollution du Rhône détectée en 2005 est difficile et les tableaux récapitulatifs des données recueillies ne sont fournis qu'à titre indicatif. La comparaison rigoureuse de l'ensemble de la littérature disponible tenant compte de l'ensemble des critères cités ci-dessus, nécessiterait un délai largement supérieur à celui imparti dans le cadre de l'état des lieux décrit au chapitre 4.

Les organisations internationales se mobilisent contre les POPs en général. La convention de Stockholm de 2001 est une étape importante. Les réalisations internationales pour les grands fleuves transfrontaliers portent leurs fruits à long terme sur les émissions comme on l'a vu dans le chapitre 3 au sujet du Rhin.

Cependant les molécules persistantes seront encore longtemps présentes dans l'environnement et de nombreuses recherches sont menées pour tenter de les éliminer ou de réduire leur concentration. Les différentes techniques de traitement des PCB présentées au chapitre 7 ont bien sûr des avantages et des inconvénients en fonction du contexte des sites. Certaines peuvent paraître plus appropriées dans l'absolu.

Ainsi, une majorité des exemples de décontamination rapportés de façon non exhaustive au chapitre 5, fait appel à un dragage des sédiments, éventuellement à une séparation mécanique des particules selon leur degré de contamination, parfois à un traitement (le plus souvent thermique) des concentrés obtenus et finalement à un confinement.

Cependant, le choix d'une technique et d'un procédé de traitement n'est qu'une étape dans le cadre d'un programme global de réhabilitation. Comme on l'a vu dans certains exemples du chapitre 6, un programme sérieux doit tenir compte :

- du contexte géologique, pédologique, géographique, hydrographique du théâtre des opérations,
- des aspects socio-économiques,

- des études de faisabilité,
- des évaluations de risques,
- des différents acteurs en présence : administrations, industriels, riverains, associations...,
- de l'évolution de la réglementation,
- des coûts associés au monitoring environnemental avant, pendant et après les travaux...

Cette démarche peut, comme on l'a vu, se dérouler sur plusieurs années. Le choix d'entreprendre une réhabilitation des cours d'eau, donne lieu à des négociations entre les différents acteurs et à des études préalables longues et coûteuses. Les travaux de réhabilitation sont onéreux, bien qu'ils soient souvent réalisés seulement sur les sections les plus polluées des cours d'eau. Les exemples présentés montrent que les imprévus techniques et donc les dépassements budgétaires ne sont pas rares. Les études de faisabilité préalable à l'engagement des travaux pèsent les avantages et inconvénients des différents scénarios possibles. Elles prennent aussi en compte les phénomènes d'atténuation naturelle qui peuvent donner lieu à des concentrations résiduelles comparables.

Enfin, on craint parfois les effets potentiellement négatifs de tels travaux : remobilisation des polluants dans l'eau, dans les sédiments ou même dans l'atmosphère de travail des intervenants. Pour certains d'entre eux (confinement *in-situ*), c'est leur fiabilité à long terme qui est remise en cause.

Dans ces conditions, et dans le cadre de cette étude, il n'est pas possible *a priori* d'indiquer préférentiellement un procédé particulier en termes de faisabilité et/ou d'efficacité.

Les sources de pollution primaires des fleuves par les PCB (rejets, retombées atmosphériques) sont visées par les réglementations nationales et internationales en place et tendent à disparaître. Les sources de pollution secondaires que constituent les sédiments pollués susceptibles de libérer des polluants vers la chaîne alimentaire peuvent subsister encore longtemps. Une fois ces sources identifiées, la priorité consiste à envisager de les supprimer dans le cadre d'une démarche « coûts/avantages » en ayant passé en revue les meilleures techniques disponibles à un coût raisonnable. Si pour certaines, une suppression n'est pas possible dans ces conditions, il convient de garantir que les impacts de ces sources résiduelles sont maîtrisées et acceptables tant pour les populations que pour l'environnement. L'arbitrage entre les différentes options de gestion possibles doit se faire au regard des perspectives de développement durable et de bilan environnemental global. C'est l'objet d'un véritable plan de gestion.

9. Bibliographie

9.1. REFERENCES CITEES

[1] **J-F. Brunet et M. Rocher**

Les polluants organiques persistants – Etat des lieux à la veille d'une Convention Internationale. Etude de cas réalisée sous la direction de Mme M-F. Gonnord de l'Ecole Polytechnique. Master Pollutions Chimiques et Environnement – Université d'Orsay - Paris XI – Mars 2000

[2] **Site de l'Union Européenne**

Eliminer et limiter la production, l'utilisation et les rejets des polluants organiques persistants (POP)

<http://europa.eu/scadplus/leg/fr/lvb/l21279.htm>

[3] **M. Pellet, P. Baranger, C. Mouvet**

Contamination du milieu naturel par des polychlorobiphényles (PCB) : connaissance du polluant et techniques de dépollution. Rapport BRGM R37798 – Septembre 1993

[4] **Règlement CE n°199/2006 de la commission européenne du 3 février 2006** modifiant le règlement CE n° 466/2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires, en ce qui concerne les dioxines et les PCB de type dioxine.

http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/fr/oj/2006/l_032/l_03220060204fr00340038.pdf

[5] **Site Internet de la ville d'Itteville (Essonne)**

http://www.itteville.fr/index.php?option=com_content&task=view&id=366&Itemid=82

[6] **M. Chevreuil, A-M. Carru, A. Chesterikoff, Ph. Boët, E. Tales, J. Allardi**

Contamination of fish from different areas of the river Seine (France) by organic (PCB and pesticides) and metallic (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, and Zn) micropollutants
The Science of the Total Environment 162 (1995) 31-42

[7] **M. Chevreuil, M. Blanchard, MJ. Teil, A. Chesterikoff**

Polychlorobiphényl behaviour in the water/sediment system of the Seine river , France
Water Research. Vol 32 , N°4 pp 1204-1212- 1998

[8] **S. Carpendtier, R. Moilleron, C. Beltran, D. Hervé, D. Thévenot**

Quality of dredged material on the river Seine basin (France). II . Micropollutants
The Science of the Total Environment 299 (2002) 57-72

[9] **M. Chevreuil, A. Chesterikoff, R, Letolle**

PCB pollution behaviour in the river Seine
Water Research Vol. 21 N° 4 pp 427-434, 1987

[10] **A. Mazet, G. Keck, P. Berny**

PCB in fish of the Ardeche River: Potential Implications for the Survival of the Otter (*Lutra lutra*)

Bull. Environ. Contam. Toxicol. (2004) 72 :784-790

[11] **A. Mazet; G. Keck; P. Berny**

Concentrations of PCB, organochlorine pesticides and heavy metal (lead, cadmium, and copper) in fish from the Drôme river: Potential effects on otters (*Lutra lutra*)

Chemosphere 61 (2005) 810-816

[12] **G. Monod, Y. Bouvet, A. Devaux, C. Lorgue**

Les difficultés de l'évaluation des risques liés à une pollution chronique du milieu aquatique par les polychlorobiphényles (PCB). Un cas sur le haut Rhône.

Courrier de la Cellule Environnement de l'INRA n°10 février 1990

[13] **Th. Osset**

Contamination chimique des poissons d'eau douce – Bilan sanitaire en France et indicateurs de pollution

Thèse présentée à l'Université Claude Bernard – Lyon I et soutenue le 19 octobre 2001 pour obtenir le grade de Docteur vétérinaire.

[14] **Site Internet du ministère de l'Ecologie de l'Aménagement et du Développement durables - Texte Eau**

<http://texteau.ecologie.gouv.fr/texteau/>

[15] **A. Pialat.**

Bilan de la connaissance de la contamination des sédiments fluviaux par les polychlorobiphényles (PCB) dans les bassins Rhône-Méditerranée et Corse du 06 juillet 2007 – Agence de l'Eau Rhône Méditerranée & Corse/DDRI-UDT et DPP-UMEP

[16] **M. Babut**

Contamination des poissons par les polychlorobiphényles : synthèse bibliographique – Note d'étape. CEMAGREF. 14 avril 2006

[17] **Site de l'US-EPA Clu-In**

Contaminant Focus – Polychlorobiphényles (PCB)

[http://cluin.org/contaminantfocus/default.focus/sec/Polychlorinated_Biphenyls_\(PCBs\)/cat/Overview/](http://cluin.org/contaminantfocus/default.focus/sec/Polychlorinated_Biphenyls_(PCBs)/cat/Overview/)

[18] **Myers, T. E., and Horner, P. (2003).**

"Pilot-scale land treatment study at the Saginaw, MI confined disposal facility" DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-C35), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS. <http://ww.erd.c.army.mil/el/dots/doer>

[19] **Direction de la santé et des affaires sociales. Canton de Fribourg, Suisse**

Site internet :

http://admin.fr.ch/dsas/fr/pub/communication/interdiction_de_p_che_et_risqu.cfm

- [20] **M. Bazzanti, S. Chiavarini, C. Cremisini and P. Soldati**
Distribution of PCB congeners in aquatic ecosystems : a case study
Environment International, Vol. 23, No 6, pp 799-813, 1997
- [21] **G. Puccetti, V. Leoni**
PCB and HCB in the Sediments and Waters of the Tiber Estuary
Marine pollution bulletin, Vol. 11 pp 22-25. 1980
- [22] **L. Vigano, A. Farkas, L. Guzzella, C. Roscioli, C. Erratico**
The accumulation levels of PHs, PCB and DDT are related in an inverse way to size of a benthic amphipod (*Echinogammarus stammeri* Karamen) in the River Po
Science of the Total Environment 373 (2007) 131-145.
- [23] **L. Vigano et al.**
Quality assessment of bed sediment of the Po River (Italy)
Water Research 37 (2003) 501-518
- [24] **Le Temps – Quotidien Suisse**
Site Internet du journal
<http://www.letemps.ch/template/recherche.asp?page=rechercher&contenupage=identification&types=search&artID=213790>
- [25] **A. Abarnou, A-M. Le Guellec, V. Loizeau**
Surveillance du Milieu Marin – Travaux du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin. Chapitre 2. Les polychlorobiphényles (PCB) dans l'environnement littoral.
Edition 2002. IFREMER et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable
ISSN 1620-1124
- [26] **D. Claisse, M. Le Moigne, G. Durand et B. Beliaeff**
Surveillance du Milieu Marin – Travaux du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin. Chapitre 3. Ligne de base : les contaminants chimiques dans les huîtres et les moules du littoral français.
Edition 2006. IFREMER et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.
ISSN 1620-1124
- [27] **A. I. Gomez-Gutierrez, E. Jover, L. Bodineau, J. Albaiges, J. M. Bayona**
Organic contaminant loads into the Western Mediterranean Sea: estimate of Ebro River inputs
Chemosphère 65 (2006) 224-236
- [28] **M.A. Fernandez, C. Alonso, M. J. Gonzalez, L. M Hernandez**
Occurrence of organochlorine insecticides, PCB, and PCB congeners in waters and sediments of the Ebro river (Spain)
Chemosphère, Vol. 38, n°1, pp33-43 – 1999

[29] **L.R. Bordajandi, G. Gomez, M. A. Fernandez, E. Abad, J. Rivera, M. J. Conzalez**

Study on PCB, PCDD/Fs, organochlorine pesticides, heavy metals and arsenic content in freshwater fish species from the River Turia (Spain) -
Chemosphere 53 (2003) 163-171

[30] **JC. Duinker, M.T.J. Hillebrand, R. F. Nolting and S. Wellershaus**

The river Elbe: processes affecting the behaviour of metals and organochlorine during estuarine mixing
Netherland Journal of Sea Research. 15 (2) : 141-169 (1982)

[31] **Communication de la Commission au Conseil**, au Parlement Européen et au Comité économique et social européen sur la mise en œuvre de la stratégie communautaire concernant les dioxines, les furannes, et les polychlorobiphényles (COM(2001)593) – deuxième rapport d'activité {SEC(2007)955} – Bruxelles, le 10 juillet 2007

[32] **A. Christoforidis, N. Stamatis, K. Schmieder, E. Tsachalidis**

Organochlorine and mercury contamination in fish tissues from the River Nestos, Greece
Chemosphère (2007) inpress

[33] **K. Valters, A. Olsson, L. Asplund, A. Bergman**

Plychlorinated Biphenyls and some pesticides in Perch (*Perca fluviatilis*) from inland waters of Latvia
Chemosphère, Vol. 38, n° 9, pp 2053-2064, 1999

[34] **V. F. Camacho-Ibar, J. McEvoy**

Total PCB in Liverpool Bay sediments
Marine Environmental Research, Vol. 41, N° 3, pp. 241-263, 1996

[35] **Communication personnelle D. Darmendrail. BRGM.**

Note complémentaire pour l'interprétation des niveaux résiduels en PCB dans les sédiments du ruisseau d'Evegnée – Soumagne.

[36] **J. Falandysz, B. Wyrzykowska, J. Warzocha, I. Barska, A. Garbaciak-Weslowska, P. Szefer**

Organochlorine pesticides and PCB in perch *Perca fluviatilis* from the Odra/Oder river estuary, Baltic Sea
Food Chemistry 87 (2004) 17-23

[37] **A. Covaci, A. Gheorghe, S. Voorspoels, J. Maervoet**

Polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in sediment cores from the Western Scheldt river (Belgium): analytical and depth profiles
Environmental International 31 (2005) 367-375

[38] **Site internet La Voie Verte – Environnement Canada – 1998**

L'élimination quasi-total des polluants organiques rémanents dans le cadre de la politique de gestion des substances toxiques – Fiche d'information
<http://www.ec.gc.ca/>

[39] **A. M. Ferreira, M. Martins, C. Vale**

Influence of diffuse sources on levels and distribution of polychlorinated biphenyls in The Guadiana River estuary, Portugal
Marine Chemistry 83 (2003) 175-184

[40] **J.F. Credland, J. G. Gross, G. Morris**

A case study of dioxin contamination in the River Doe Lea
Lancaster Symposium – The Environment Agency – North East Region – April 1996

[41] **Th. E. M. ten Hulscher, B. A. Vrind, P.C.M. van Noort, H.A.J. Govers**

Resistant sorption of *in situ* chlorobenzenes and a polychlorinated biphenyl in river Rhine suspended matter.
Chemosphere 49 (2002) 1231-1238

[42] **B. Stachel et al**

Dioxins and dioxin-like PCB in different fish from the river Elbe and its tributaries, Germany
Journal of hazardous Materials 148 (2007) 199-209

[43] **Urs Weber**

Ce Rhin convalescent où s'ébattent à nouveau saumons et baigneurs
La Brique sportive – Publications Suisse - 2007-10-02

[44] **Commission Internationale pour la Protection du Rhin – CIPR**

Site Internet : <http://www.iksr.de/>

[45] **Recommandation de la Commission du 6 février 2006** sur la réduction de la présence de dioxines, de furannes et de PCB dans les aliments pour animaux et les denrées alimentaires. 2006/88/CE

[46] **S. Galassi, G. Gandolfi, G. Pacchetti**

Chlorinated hydrocarbons in fish from the river Po (Italy)
The Science of the Total Environment Vol. 20, Issue 3, October 1981, Pages 231-240

[47] **P. A. Greve**

Potentially hazardous substances in surface waters – Part I. Pesticides in the river Rhine
The Science of the Total Environment Vol 1, Issue 2, August 1972, Pages 173-180

[48] **GR. Shaw, D. W. Connel**

Polychlorinated Biphenyls in the Brisbane River Estuary, Australia
Marine Pollution Bulletin – Vol. 11. pp 356-358

[49] **C. Fu, S. Wu**

Seasonal variation of the distribution of PCB in sediments and biota in a PCB-contaminated estuary
Chemosphere 62 (2006) 1786-1794

[50] **M. He, Y. Sun, X. Li, Z. Yang**

Distribution patterns of nitrobenzenes and polychlorinated biphenyls in water, suspended particulate matter and sediment from mid- and down-stream of the Yellow River (China)
Chemosphere 65 (2006) 365-374

[51] **Anonyme**

PCB contaminated Sediment to be removed from US River
Marine Pollution Bulletin – Année ?. p 72

[52] **C. Corvi et al**

Métaux et micropolluants organiques dans les eaux, les moules et les poissons du Léman – Campagne 2004
Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut. Campagne 2004, 2005, 55-78

[53] **A. Abarnou, S. Simon**

Contamination de l'estuaire de la baie de Seine par les PCB – Bilan des études
La baie de Seine (GRECO-MANCHE) Université de Caen, 24-26 avril 1985
IFREMER, Actes de Colloques n. 4 1986, pages 471-476

[54] **Communication personnelle D. Darmendrail - 2007**

Information sur les sites Suédois de Jarnsjon et Orserumsviken

[55] **Site Internet de la municipalité de Hultsfred – Suède**

Remediation of PCB-contaminated Sediment in Lake Jarnsjon
http://www.hultsfred.se/templates/Page_2346.aspx

[56] **Chief Executive's department, municipality of Vastervik – 2004**

The Orserumsviken Project decontamination

[57] **BKH Consulting Engineers, Delft, The Netherlands in association with TNO Nutrition and food Research, Zeist, The Netherlands**

Towards the establishment of a priority list of substances for further evaluation of their role in endocrine disruption
Final Report (incorporating corrigenda to final report dated 21 June 2000)
European Commission DG ENV
M0355008/1786Q/10/11/00

Annexe 14 : Summary profiles of chemicals with information on use production, emission, monitoring and legal status

Disponible en annexe 6

[58] **J.G. Koppe, J. Keys**

PCB and the precautionary principle

Late lessons from early warnings: the precautionary principle 1896-2000

Pp 64-75

European Environment Agency – 10 janvier 2002

http://reports.eea.europa.eu/environmental_issue_report_2001_22/en

[59] **Site Internet de l'association Hudson River Sloop Clearwater**

Clearwater presents The Hudson River PCB Story

<http://www.clearwater.org/pcbs/index.html>

[60] **United States Environment Protection Agency**

Hudson River PCB

Sites Internet : <http://www.epa.gov/hudson/>

[61] **Carbtrol® Corp. April 1990 – TP-1**

Activated carbon systems for PCB removal

Site Internet : http://www.carbtrol.com/technical_information.html

[62] **Y. Xing et al**

A spatial temporal assessment of pollution from PCB in China

Chemosphere 60 (2005) 731-739

[63] **I.G. Carcich, T.J. Tofflemire**

Distribution and concentration of PCB in the Hudson river and associated management problems

Enviroment International

Vol. 7, issue 2, 1982, pages 73-85

[64] **United states Environmental Protection Agency**

Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites

Office of Soli Waste and Emergency Response

EPA-510-R-05-012

OSWER 9355.0-85

Décembre 2005

[65] **A. A. El-Kady et al**

Polychlorinated biphenyl, polychlorinated dibenzo-p-dioxin and polychlorinated dibenzofuran residues in sediments and fish of the river Nile in the Cairo region

Chemosphere 68 (2007) 1660-1668

[66] **M. I. Badawy, O. A. Aly**

PCB levels in surface and waste waters in Egypt

Environment 12, Issue 5, 1986, pages 577-580

[67] **F. Samara, C. W. Tsai, D. S. Aga**

Determination of potential sources of PCB and PBDEs in sediments of the Niagara River.

Environmental Pollution 139 (2006) 489-497

[68] **S. E Apitz, V. J. Kirtay, J.W. Davis, K. Finkelstein, D. L. Hohreiter, R. Hoke, R. H. Jensen, E. E. Mack, R. Stahl, J. Jersak, V. Magar, D. Moore, D. Reible**

Critical issues for Contaminated Sediment Management

Marine Environmental Support Office – United States Navy

March 2002

[69] **C. Vanier, M. Sylvestre, D. Planas**

Persistence and fate of PCB in sediments of the Saint Lawrence River

The Science of the Total Environment 192 (1996) 229-244

[70] **US Department of Health and Human Service**

Agency for Toxic Substances and Diseases Registry – March 24, 2006

Polyaromatic Hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in fish from the Suqitughneq river. St Lawrence Island, Alaska

Health consultation

[71] **B. Quémarais, C. Lemieux, L.R. Lum**

Temporal variation of PCB concentrations in the St Lawrence river (Canada) and four of its tributaries

Chemosphere, Vol. 28, n° 5, pp 947-959, 1994

[72] **P.J. Fargo, R. C. Esterline, J. B. Cange**

Post-dredging Economic Analysis for Remediation of PCB-Contaminated sediment in the St Lawrence River near Massena, New York

DOI : 10.1061/40680(2003)136

[73] **Communication personnelle D. Darmendrail – 2007**

Informations sur les sites Canadiens.

[74] **Environnement Canada 1997**

Politique de gestion des substances toxiques

Justification scientifique

Biphényles polychlorés – substance candidate pour la gestion de la voie 1 de la Politique de gestion des substances toxiques

[75] **Département of Natural Resources – Wisconsin**

Ambient PCB During SMU 56/57 Demonstration Project

Site Internet : <http://dnr.wi.gov/org/water/wm/foxriver/background.html>

[76] **Site Internet de Environmental Science & technology on line :**

Massive PCB dredging proposed for Fox River

Technology Nexs – October 16, 2001

http://pubs.acs.org/subscribe/journals/esthag-w/2001/oct/tech/rr_foxriver.html

[77] **Grigorii M. Chuikoa, Donald E. Tillittb, James L. Zajicekb, Boris A. Flerova, Vera M. Stepanovaa, Yuri Y. Zhelnina, Vera A. Podgornayaa**
Chemical contamination of the Rybinsk Reservoir, northwest Russia: Relationship between liver polychlorinated biphenyls (PCB) content and health indicators in bream (*Abramis brama*)
Chemosphere 67 (2007) 527-536

[78] **Yoko Kajiwaraa, Nobuhisa Kashiwagib, Kiwao Kadokami**
Nationwide study of dioxins in the freshwater fish *Carassius auratus (gibelio) langsdorfii* (*crucian carp*) in Japan: Concentrations and estimation of source contribution ratios
Chemosphere (doi:10.1016/j.chemosphere.2007-06-034) Article in press

[79] **G. Bremle, P. Larsson**
PCB Concentration in Fish in a River System after Remediation of Contaminated Sediment
Environ. Sci. Technol. 1998, 32, 3491-3495

[80] **S. Mickelson, D. McElhany**
Remediation of PCB-contaminated Sediment in the Duwamish River, Washington
Proceedings of the 2005 Puget Sound Georgia Basin Research Conference

[81] **Arrêté du 30 juin 2005**, relatif au programme national d'action contre la pollution des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. France

[82] **Site internet National Food Residue Database (NFRD) :**
Standards and guidance values for contaminants on Fish Tissue, applied by contracting parties to OSPAR
http://nfrd.teagasc.ie/doc_main.asp?DocID=87

[83] **AFSSA – 27 mars 2006**
Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à un projet d'arrêté portant abrogation de l'arrêté relatif au retrait de la consommation de poissons d'eau douce contaminés par les polychlorobiphényles

[84] **US-EPA Facts sheet**
Polychlorinated Biphényles (PCB)
Site Internet : <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/minimize/factshts/pcb-fs.pdf>

[85] **Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.**
Direction de la Prévention des Pollutions et des Risques – SdPD-BSPC
Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants
Plan de mise en œuvre français

[86] **Site internet du LGMT**
<http://www.lgmt.fr>

[87] **M. Babut, C. Miede**

Contamination des poissons et des sédiments du Rhône par les polychlorobiphényles.
Synthèse des données recueillies en 2005-2006
CEMAGREF – Juin 2007

[88] **Oliveira Ribeiro, C.A. et al.,**

Bioaccumulation of polychlorinated biphenyls in the eel (*Anguilla anguilla*) at the
Camargue Nature Reserve - France, *Environ. Pollut.* (2007),
doi:10.1016/j.envpol.2007.08.010

[89] **A. Barneaud**

Synthèse des valeurs réglementaires pour les substances chimiques, en vigueur dans
l'eau, l'air et les denrées alimentaires en France au 1^{er} mars 2006.
Rapport d'étude n° INERIS-DRC-06-75999/DESP-R2a. Juin 2006

[90] **Commission Européenne**

Décision de la Commission du 2 octobre 2007 établissant un format commun pour la
communication de données et d'informations au titre du règlement (CE) n° 850/2004 du
Parlement européen et du Conseil concernant les polluants organiques persistants
[notifiée sous le numéro C(2007) 4409] (2007/639/CE)

[91] **D. Ollivon, B. Garban, M. Blanchard, M-J. Teil, et M. Chevreuil**

Contamination des eaux usées de l'agglomération parisienne par les micropolluants
poly aromatiques : HAP et PCB
Site internet des équipes du
Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement de la Seine
PIREN-Seine (2003)
<http://www.sisyphe.jussieu.fr/internet/piren/rapports/archives/1998/theme5/th5ol.pdf>

[92] **N. Holmqvist, P. Stenroth, O. Berglund, P. Nystro, K. Olsson, D. Jellyman, A.
R. McIntosh, P. Larsson**

Low levels of persistent organic pollutants (POPs) in New Zealand eels reflect isolation
from atmospheric sources
Environmental Pollution 141 (2006) 532e538

[93] **Huijuan Liu, et al.,**

A biomimetic absorbent for removal of trace level persistent organic pollutants from
water,
Environmental Pollution (2006), doi:10.1016/j.envpol.2006.06.031
Environmental Pollution xx (2006) 1e6 www.elsevier.com/locate/envpol

[94] **United States Environmental Protection Agency**

Reference Guide to non-Combustion Technologies for Remediation of Persistent
Organic Pollutants in Stockpiles and Soil
EPA-542-R-05-006 – December 2005

[95] **National Research Council (U.S.)**

A Risk Management Strategy for PCB-Contaminated Sediments – (2001)

ISBN-10: 0-309-07321-9 – ISBN-13: 978-0-309-07321-9

Lecture en ligne sur http://www.nap.edu/catalog.php?record_id=10041#toc

[96] **Clean Water Action Council**

The Proposed Fox river Clean-up (as proposed in the fall of 2001)

Site internet Fox River Watch : <http://www.foxriverwatch.com>

<http://www.foxriverwatch.com/nutshell.html>

[97] **Travaux publics et Services gouvernementaux – Canada**

Remediation of Sydney Tar Ponds and Coke Ovens Sites

Site Internet

<http://www.pwgsc.gc.ca/text/articles/2005/02/2005-02-tarponds-e.html>

[98] **Environment Protection Agency – United States of America**

Site Internet www.epa.gov

Pages consacrées à la pollution des Grands Lacs

<http://www.epa.gov/glnpo/aoc/sedimentprojects.html>

[99] **Municipalité de Västervik, Suède**

The Örserumsviken Project

An orientation on environmental problems in connection with a remediation project.

2000-04-18

[100] **Anonyme**

Plans Progress to Remove PCB Contamination in Hudson River

Marine Pollution Bulletin – Volume 18/Number5/May 1987. p 203

[101] **Environment Protection Agency – United States of America**

Site Internet www.epa.gov

Pages consacrées à la rivière Housatonic

<http://epa.gov/region01/ge/index.html>

[102] **Bureau d'audiences publiques sur l'environnement – Agence Canadienne d'évaluation environnementale**

Projet de décontamination du Canal Lachine – Rapport de la Commission Conjointe Fédérale-Provinciale (1996)

ISBN 2-550-30607-4 n° cat. EN105-54/1996 F

[103] **Agence française de sécurité sanitaire des aliments (AFSSA)**

Avis sur l'existence éventuelle d'une corrélation significative entre les teneurs dans différents congénères de PCB

Saisine n°2002-SA-0149

[104] **F. Ramade**

Dictionnaire Encyclopédique des Sciences de l'Eau

Biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales

Ediscience International – 1998 – ISBN : 2-84074-152-0

[105] **Naval Facilities Engineering Command**

Implementation Guide For Assessing and Managing Contaminated Sediment At Navy
NFESC User's Guide - UG-2053-ENV - Facilities – March 2003

[106] **I-Ming Chen, Fang-Cheng Chang, Ming-Fong Hsu, Yei-Shung Wang**

Comparisons of PCBs Dechlorination occurrences in various contaminated sediments
Chemosphere 43 (2001) 649-654

[107] **J.E.M. Beurskens, P.B.M. Storelder**

Microbial transformation of PCBs in sediments: What can we learn to solve practical
problems?

Water Science and Technology, Volume 31, Issue 8, 1995, pages 99-107.

[108] **Marseille F., Le Hecho I.**

Banque de données ASTRES sur les technologies de dépollution des sols, sédiments
et des eaux de nappes disponibles en France.

Pôle de Compétence Sites et Sédiments Pollués – Centre National de Recherche sur
les Sites et Sols Pollués - 3^e version 2004.

<http://www.polessp.org>

[109] **The State of New-York – National Oceanic and Atmospheric Administration
– United States Department of the Interior**

Preassessment Screen Determination for the Hudson River

Disponible sur le site Internet du Department of Environmental Conservation de l'Etat
de New-York

<http://www.dec.ny.gov/lands/32758.html>

[110] **Rae I.D.**

Alternative technologies for destruction of PCB and other POP. The Australian
Experience, Dioxin99 Volume 43, 19th International Symposium on halogenated
Environmental Organic Pollutants and POP, September 12-17, 1999 – Venice, Italy

[111] **Agence de l'Eau Artois-Picardie, Pôle de Compétence Sites et Sédiments
Pollués**

Méthodes de gestion et de réutilisation des sédiments pollués. Inventaire détaillé
technique et financier des méthodes de curage, de traitement et des usages possibles
– Logiciel d'aide à la décision pour la gestion des sédiments

Document réalisé dans le cadre d'un projet européen LIFE en partenariat avec des
organismes publics français, néerlandais et belges (2002).

<http://www.eau-artois-picardie.fr>

[112] **Piantone P., Bodenan, F. Lassin, A., Legendre O., Perrin, P**

Evaluation environnementale de sédiments stabilisés par phosphatation
Environnement & Technique. Novembre 2007. n°271. pp 41-48.

[113] **Depelsenaire G**

Procédé de stabilisation pour les résidus minéraux contaminés par des métaux lourds
et des composés organiques

Novosol® Solvay. Salon Pollutec Décembre 2006

[114] **Krauß-Kalweit I.**

Programme international de mesures « PCB et substances analogues sur les matières en suspension et dans les poissons de la Moselle et de la Sarre en 2004 ». Rapport final. Groupe de travail ad hoc « Programme de mesures des PCB dans la Moselle et dans la Sarre ».

Commissions internationales pour la Protection de la Moselle et de la Sarre (CIPMS).
Décembre 2005

[115] **Site internet de la Commission International pour la Protection des Eaux du lac Léman (CIPEL)**

<http://www.cipel.org>

9.2. AUTRES SITES INTERNET UTILES

- **Site Internet de l'UNEP** – United Nation Environment Programme Chemicals – Programme des Nations Unies pour l'Environnement – Substances Chimiques
<http://www.chem.unep.ch/fr/default.htm>
- **Site Internet sur la Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants (POPs)**
<http://www.pops.int>
- **Site Internet de General Electric** concernant le dragage de l'Hudson
<http://www.hudsonredging.com/>
Diffusion d'une lettre d'information mensuelle sur l'avancement des travaux :
http://www.hudsonredging.com/progress_reports/
- **Site Internet de l'Association of State and Territorial Solid Waste Management Officials**
<http://www.astswmo.org>
"Guide to the Assessment and Remediation of State-Managed Sediment Sites"
(June 2007)
http://www.astswmo.org/files/publications/cercla/SedimentStateSitesPaper_final.pdf
- **Site Internet de la Commission Mixte Internationale (Canada – Etats-Unis)**
<http://www.ijc.org>
Activités de restauration dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs
http://www.ijc.org/php/publications/html/aoc_rep/francais/report/index.html
- **Site Internet du projet du VIe PCRD de la Commission Européenne**
« European Sediment Network – SedNet »
<http://www.sednet.org>

Annexe 1

Les facteurs de toxicité des PCB

PCB (n° IUPAC)		PCB indicateur	PCB dioxin-like	WHO-TEF 1994 ¹⁾	WHO-TEF 1997 ²⁾	
28	2,4,4'-trichlorobiphényl	X				mono-ortho PCB
52	2,2',5,5'-tetrachlorobiphényl	X				di-ortho PCB
77	3,3',4,4'-tetrachlorobiphényl		X	0,0005	0,0001	non-ortho PCB
81	3,4,4',5-tetrachlorobiphényl		X	0,0001	0,0001	non-ortho PCB
101	2,2',4,5,5'-pentachlorobiphényl	X				di-ortho PCB
105	2,3,3',4,4'-pentachlorobiphényl		X	0,0001	0,0001	mono-ortho PCB
114	2,3,4,4',5-pentachlorobiphényl		X	0,0005	0,0005	mono-ortho PCB
118	2,3',4,4',5-pentachlorobiphényl	X	X	0,0001	0,0001	mono-ortho PCB
123	2',3,4,4',5-pentachlorobiphényl		X	0,0001	0,0001	mono-ortho PCB
126	3,3',4,4',5-pentachlorobiphényl		X	0,1	0,1	non-ortho PCB
138	2,2',3,4,4',5'-hexachlorobiphényl	X				di-ortho PCB
153	2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphényl	X				di-ortho PCB
156	2,3,3',4,4',5-hexachlorobiphényl		X	0,0005	0,0005	mono-ortho PCB
157	2,3,3',4,4',5'-hexachlorobiphényl		X	0,0005	0,0005	mono-ortho PCB
167	2,3',4,4',5,5'-hexachlorobiphényl		X	0,00001	0,00001	mono-ortho PCB
169	3,3',4,4',5,5'-hexachlorobiphényl		X	0,01	0,01	non-ortho PCB
170	2,2',3,3',4,4',5-heptachlorobiphényl			0,0001		di-ortho PCB
180	2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorobiphényl	X		0,00001		di-ortho PCB
189	2,3,3',4,4',5,5'-heptachlorobiphényl		X	0,0001	0,0001	mono-ortho PCB

¹⁾ Ahlborg *et al* (1994). Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Report on a WHO-ECEH and IPCS Consultation, December 1993. Chemosphere, 28,1049-1067.

²⁾ Van den Berg *et al* (1998). Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and for wildlife. Environ. Health Perspect., 106 (12), 775.

Illustration 1 - Tableau récapitulatif des congénères de PCB généralement pris en compte dans les évaluations de l'exposition par voie alimentaire d'après AFSSA [103].

Pour évaluer la toxicité des dioxines, il a été défini un facteur d'équivalence toxique (TEF) pour chacun des 17 congénères toxiques. Ce facteur est déterminé comparativement à la toxicité de la 2, 3, 7, 8-TCDD, dont le TEF est égal à 1 (dioxine considérée comme la plus toxique dioxine Seveso). On emploie ce même facteur pour déterminer la toxicité des 12 PCB de type dioxine. A partir de ce facteur, on évalue les quantités d'équivalents toxiques (TEQ), qui seront toujours utilisés pour exprimer la charge toxique d'un milieu contenant n congénères. Pour un mélange de congénères, on détermine ainsi la toxicité équivalente ou TEQ en sommant pour chaque congénère, le produit de sa concentration par son facteur toxique :

$$\text{TEQ} = \sum (\text{congénère}_n * \text{TEF}_n)$$

[1]

Voir aussi le site de l'ADEME :

<http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=12843&p1=20>

Il existe trois séries de TEF qui se sont succédées en fonction des connaissances : l'une fournie par l'OTAN (Organisation du Traité de l'Atlantique Nord) mais ce dernier n'inclut pas les PCB, les deux autres par l'OMS (Organisation Mondiale de Santé – WHO en anglais) en 1998 et 2005, voir tableau suivant (voir dernier tableau de cette annexe).

Les facteurs de toxicité équivalente (TEF) fournis par le site de l'OMS ci-dessous sont valables pour les mammifères. Ce tableau compare les valeurs 1998 et les dernières valeurs en date de 2005 après réévaluation en fonction des dernières connaissances en matière de toxicologie.



Compound	WHO 1998 TEF	WHO 2005 TEF*
<i>chlorinated dibenzo-p-dioxins</i>		
2,3,7,8-TCDD	1	1
1,2,3,7,8-PeCDD	1	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01	0.01
OCDD	0.0001	0.0003
<i>chlorinated dibenzofurans</i>		
2,3,7,8-TCDF	0.1	0.1
1,2,3,7,8-PeCDF	0.05	0.03
2,3,4,7,8-PeCDF	0.5	0.3
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1	0.1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01	0.01
1,2,3,6,7,8,9-HpCDF	0.01	0.01
OCDF	0.0001	0.0003
<i>non-ortho substituted PCBs</i>		
PCB 77	0.0001	0.0001
PCB 81	0.0001	0.0003
PCB 126	0.1	0.1
PCB 169	0.01	0.03
<i>mono-ortho substituted PCBs</i>		
105	0.0001	0.00003
114	0.0005	0.00003
118	0.0001	0.00003
123	0.0001	0.00003
156	0.0005	0.00003
157	0.0005	0.00003
167	0.00001	0.00003
189	0.0001	0.00003

* Numbers in bold indicate a change in TEF value

Reference - Van den Berg et al:

The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds

Illustration 2 - Tableau récapitulatif des facteurs de toxicité équivalente selon l'OMS en 1998 et 2005. http://www.who.int/ipcs/assessment/tef_update/en/

Mais il existe aussi des valeurs pour les poissons et pour les oiseaux. Le tableau suivant présente les valeurs en vigueur en 1999.

Congénère PCB-DL	Substitution	IUPAC No.	WHO-TEF		
			Homme	Poissons	Oiseaux
<i>Non-substitué en ortho :</i>	3,3',4,4'-	77	0,0001	0,0005	0,1
	3,4,4',5-	81	0,0001	0,0001	0,05
	3,3',4,4',5-	126	0,1	0,005	0,1
	3,3',4,4',5,5'-	169	0,01	0,00005	0,001
<i>Mono-substitué en ortho :</i>	2,3,3',4,4'-	105	0,0001	<0,000005	0,0001
	2,3,4,4',5-	114	0,0005	<0,000005	0,0001
	2,3',4,4',5-	118	0,0001	<0,000005	0,00001
	2',3,4,4',5-	123	0,0001	<0,000005	0,00001
	2,3,3',4,4',5-	156	0,0005	<0,000005	0,0001
	2,3,3',4,4',5'-	157	0,0005	<0,000005	0,0001
	2,3',4,4',5,5'-	167	0,00001	<0,000005	0,00001
	2,3,3',4,4',5,-	189	0,0001	<0,000005	0,00001
<i>Di-substitué en ortho :</i>	2,2',3,3',4,4',5	170	0	0	0
	2,2',3,4,4',5,5'	180	0	0	0

Illustration 3 - Facteurs d'équivalence de Toxicité (TEFs) pour les PCB de type dioxine non substitués et mono-substitués en ortho (WHO 1997), d'après UNEP Chemicals, mai 1999 [1].

Depuis 1997, les PCB 170 et 180 ne sont plus considérés comme des PCB de type dioxine [103]

Pages des questions fréquentes du site du Ministère de la Santé

http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/etud_impact/628_ei.htm

Observatoire des pratiques de l'évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact

[<< retour Sommaire](#)

6 - Dossier Questions / Réponses et avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France

Dossier Questions / Réponses

Question n° 28 : Qu'est-ce qu'un « facteur d'équivalence toxique » ?

Réponse proposée (version 1 - septembre 2004)

- Les facteurs d'équivalence toxique ou « toxic equivalent factor (TEF) » sont des coefficients de pondération qui expriment la toxicité relative de chaque substance (appelée congénère) de manière individuelle par rapport à la substance de référence de la famille. Ces coefficients de pondération se fondent sur les similarités structurales entre les molécules et l'hypothèse d'un mécanisme d'action commun. Actuellement, des TEF existent pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques halogénés (HAPH), qui regroupent notamment les dioxines et les PCB.

- L'application de ces TEF à un mélange complexe permet de déterminer une teneur globale dans le milieu considéré de la famille chimique, exprimée à l'aide de l'indice international de toxicité I-TEQ. Cette teneur est obtenue en sommant les concentrations de chaque congénère pondérées par leur TEF respectif, soit :

$Cx \text{ I-TEQ} = \sum (C_i \times (I)\text{TEF}_i)$

Avec

Cx I-TEQ : concentration du mélange x en toxiques équivalents internationaux

C_i : concentration du congénère i

(I)-TEF $_i$: facteur (international-) d'équivalence toxique du congénère i

- Il est attribué une valeur numérique de 1 au coefficient de pondération de la substance de référence : benzo(a)pyrène pour les HAP ; 2,3,7,8 TCDD pour les HAPC. Les valeurs numériques des autres composés de la famille sont établies après évaluation de leur potentiel toxique relativement à la substance de référence.

- La fixation des TEF s'appuie sur des hypothèses toxicologiques et de structure chimique :

- . structure stéréochimique identique ;
- . toxicité relative d'un congénère identique d'une espèce animale à l'autre ;
- . toxicité relative d'un congénère identique quel que soit l'effet considéré ;
- . additivité des effets ;
- . analogie avec les réponses toxiques et biochimiques spécifiques du composé le plus toxique pris comme référence ;
- . pas d'interaction toxicocinétique et toxicodynamique ;
- . persistance et accumulation de ces composés dans la chaîne alimentaire.

- Les TEF ont valeur d'approximation, ils offrent un ordre de grandeur du potentiel toxique et leur précision dépend d'un grand nombre de facteurs (différences de réponses entre espèces, tissus...). Le système a été conçu pour être conservateur, en faisant l'hypothèse d'additivité des effets. Cependant, celle-ci reste controversée car les interactions entre congénères sont peu connues.

- Le TEQ est ré-évalué au rythme des progrès scientifiques.

- Il existe deux séries de TEF pour les dioxines : l'une est proposée par l'OTAN, l'autre par l'OMS. Le tableau 1 présente ces facteurs d'équivalence toxique.

- . Pour l'OTAN, en 1988, des TEF ont été fixés pour 7 congénères de PCDD (sur 75) et 10 de PCDF (sur 135) ;
- . Pour l'OMS, depuis 1997, des TEF des congénères de PCDD et PCDF ont été modifiés au vu de nouvelles données toxicologiques, et des TEF ont été ajoutés pour 12 congénères de PCB dits « dioxin-like » ;
- Pour les HAP, ou pour les HAP bromés, cette démarche est plus récente et n'est pas entièrement finalisée. Il existe plus d'une dizaine de tables de TEF. Les plus citées d'entre elles sont présentées dans le tableau 2

Pour plus d'informations sur les TEF des dioxines, se reporter à l'article :
 Vidy A, Bard D. Influence de la valeur des facteurs d'équivalence de toxicité (TEF) sur les estimations d'exposition de la population générale et impact décisionnel. Environnement, Risques et Santé. 2003 ;2(3) :159-167.

Pour plus d'informations sur les TEF des HAP, se reporter au document :
 INERIS. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs). Rapport final. ETSC. Novembre 2003. 64 pages.

Tableau 1 : Facteurs d'équivalence toxique appliqués aux dioxines et proposés par l'OTAN (1994) et l'OMS (1997) pour les mammifères, humains compris.

	Isomère ou groupe homologue (Numéro IUPAC pour les isomères de PCB)	I-TEF (OTAN 1994)	I-TEF (OMS 1997)
PCDD	2,3,7,8-tétraCDD	1	1
	1,2,3,7,8-pentaCDD	0,5	1
	1,2,3,4,7,8-hexaCDD	0,1	0,1
	1,2,3,6,7,8-hexaCDD	0,1	0,1
	1,2,3,7,8,9-hexaCDD	0,1	0,1
	1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	0,01	0,01
	OCDD	0,001	0,001
PCDF	2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1
	1,2,3,7,8-pentaCDF	0,05	0,05
	2,3,4,7,8-pentaCDF	0,5	0,5
	1,2,3,4,7,8-hexaCDF	0,1	0,1
	1,2,3,6,7,8-hexaCDF	0,1	0,1
	1,2,3,7,8,9-hexaCDF	0,1	0,1
	2,3,4,6,7,8-hexaCDF	0,1	0,1
	1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	0,01	0,01
	1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	0,01	0,01
	OCDF	0,001	0,0001
PCB non ortho	3,3',4',5'-TCB (81)	-	0,0001
	3,3',4,4'-TCB (77)	-	0,0001
	3,3',4,4',5'-PeCB (126)	-	0,1
	3,3',4,4',5,5'-HxCB (169)	-	0,01
PCB mono- ortho	2,3,3',4,4'-PeCB (105)	-	0,0001
	2,3,4,4',5'-PeCB (114)	-	0,0005
	2,3',4,4',5'-PeCB (118)	-	0,0001
	2',3,4,4',5'-PeCB (123)	-	0,0001
	2,3,3',4,4',5'-HxCB (156)	-	0,0005
	2,3,3',4,4',5'-HxCB (157)	-	0,0005
	2,3',4,4',5,5'-HxCB (167)	-	0,00001
	2,3,3',4,4',5,5'-HpCB (189)	-	0,0001

Réponse validée par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France

Annexe 2

Définitions

Kow (Coefficient de partage Octanol/Eau (Water)) : Rapport entre la **concentration** à l'équilibre d'une substance chimique dans l'octanol et la concentration en cette même substance dans l'eau. Il est utilisé pour estimer, de façon indirecte, la **sorption** d'une substance organique dans un **sol** ou le facteur de **bioconcentration**.

Synonyme anglais : Octanol - water partition coefficient.

La directive Européenne 79/381 établit les exigences réglementaires Européennes d'estimation des risques environnementaux des produits selon les quantités vendues. Tout produit doit être homologué avant fabrication mais cette directive s'applique aux produits existants. Dans le cas simple d'une production inférieure à une tonne par an, l'information requise par l'Union Européenne doit comporter certaines caractéristiques toxicologiques et physico-chimiques du produit, dont le Kow.

L'intérêt du Kow est le suivant : La plupart des polluants organiques a une forte tendance, après dispersion dans l'eau ou après ingestion, à s'accumuler dans les graisses animales (exemple des polychlorobiphényles dans les graisses des poissons et mammifères des mers froides). Cela tient au caractère hydrophobe de ces molécules. En pratique on considère que l'octanol représente bien le comportement de la masse lipidique animale.

Le Kow va donc fournir une idée de la capacité du produit à s'accumuler dans les êtres vivants en fonction de leur masse lipidique. Il peut servir à déterminer le comportement du polluant dans l'environnement à l'interface du compartiment "biomasse" en complément des informations obtenues à l'interface entre les différents autres compartiments (eau, air, sol) au moyen du Koc et des pressions partielles du polluant. Au final, la modélisation du comportement du polluant dans l'environnement permet d'évaluer sa probabilité de présence chez l'Homme qui, confronté aux données toxicologiques sur cette molécule conduit à une estimation d'un risque écotoxicologique pour une zone donnée.

Il faut garder en mémoire que certains polluants n'ont pas l'effet narcotique décrit ci dessus (affinité pour les lipides) mais un effet dit "pharmacologique" dû à leur fixation sur des récepteurs bien précis de l'organisme. Dans ce cas, ils n'obéissent pas au modèle de répartition huile/eau mais la loi d'action de masse est applicable.

La détermination du potentiel de bioaccumulation au moyen du Kow connaît également des limites dans le cas de certaines molécules particulièrement hydrosolubles (atrazine).

Xénobiotique : Une substance est dite **xénobiotique** (lit. : étrangère au processus du vivant) quand elle est produite par les opérations de synthèses du génie chimique et ne se trouve pas normalement dans la nature. Exemple : Polychlorobiphényles ou PCB

D'après le glossaire du Portail Sites-Pollués du ministère de l'Ecologie, de l'Aménagement et du Développement durables : www.sites-pollues.ecologie.gouv.fr

Constante de Henry :

La loi de Henry établit une relation entre la pression et la solubilité d'un gaz. Plus la pression est élevée plus le gaz est soluble dans un liquide donné. La concentration maximale du gaz dans le liquide est égale au rapport entre la pression partielle du gaz dans l'atmosphère et la constante de Henry. Cette constante dépend de la nature du gaz, de la température et du liquide considéré.

Annexe 3

Exemples de mélanges commerciaux de PCB

Substances	France Aroclor 1016	France Aroclor 1254
MonoCB	x	
DiCB	x	
2,4,4'-TriCB	x	
2,2',5,5'-TétraCB	x	x
2,2',4,5,5'-PentaCB	x	x
2,3',4,4',5-PentaCB	x	x
2,2',3,4,4',5'- HexaCB		x
2,2',3,4,4',5-HexaCB		x
2,2',4,4',5,5'-HexaCB		x
2,2',3,4,4',5,5'-HeptaCB		x

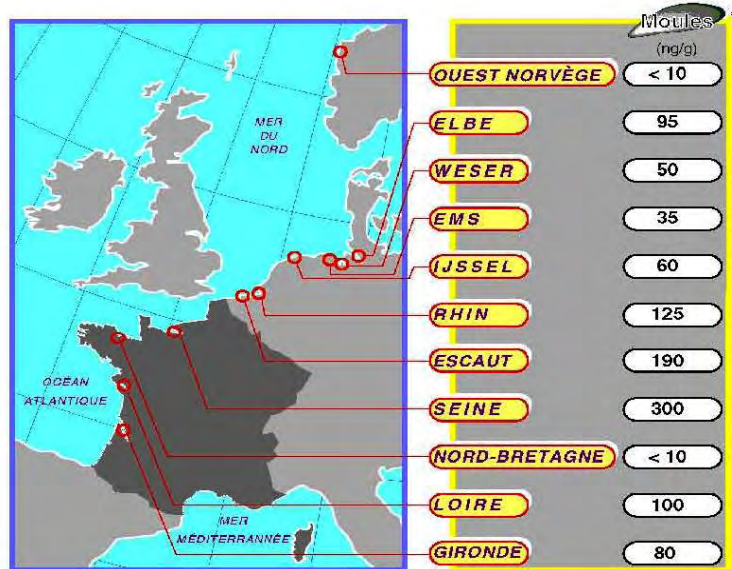
Illustration 1 - Constituants de deux mélanges commerciaux de PCB courants, Aroclor 1016 et 1254 [3].

Annexe 4

Comparaison des concentrations en PCB dans les moules des grands estuaires européens en 2002

Figure 6.

Ordre de grandeurs de la contamination des grands estuaires nord-européens par le CB153 ($\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$, p.s.). Mesures réalisées dans les moules.



D'après le rapport sur la Surveillance de la qualité du Milieu Marin réalisé par l'IFREMER en 2002. Valeurs indiquées en nanogrammes par kilogrammes de moules [25].

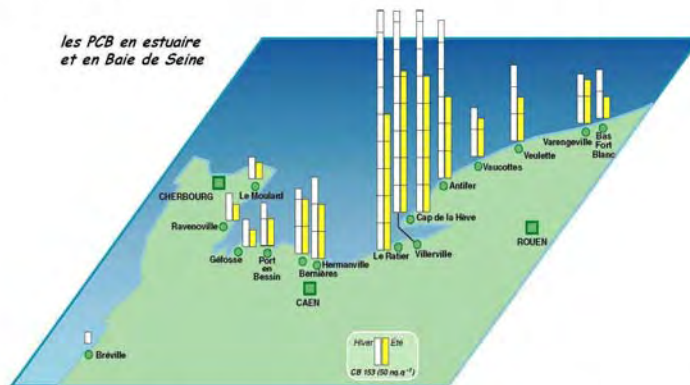
Annexe 5

Zoom sur l'estuaire de la Seine

ZOOM SUR L'ESTUAIRE ET LA BAIE DE SEINE

La contamination par les PCB en estuaire et en baie de Seine : du constat aux modèles.

Le constat d'une contamination élevée par les PCB en baie de Seine et à proximité immédiate de l'embouchure de la Seine fut un des tous premiers résultats du RNO. Liée aux apports de la Seine, qui draine un large bassin versant industrialisé et urbanisé, cette contamination reste sensible sur tout le pourtour de la baie, particulièrement en hiver.



Cette contamination a fait l'objet de nombreux travaux : "PCB en Seine", "étude pilote des apports contaminants à Poses", "modélisation de la bioaccumulation des PCB dans le réseau trophique de la limande", etc. Le Programme "Seine Aval", né du constat de la dégradation de la qualité de l'eau en estuaire, a consacré d'importants moyens à l'étude des PCB (les résultats ont été rapportés dans plusieurs des fascicules de synthèses).

Le constat du RNO sur la contamination par les PCB a été élargi à d'autres substances et à de nombreux organismes de l'estuaire. Les premiers résultats sur les PCB apparentés aux dioxines ont été obtenus dans les espèces clés des réseaux trophiques du bar et du flet. Ces espèces ont été suivies, permettant d'établir et de valider un modèle de bioaccumulation des PCB dans le réseau trophique simplifié du bar. Les modèles mis en place établissent au niveau de chaque espèce un bilan de masse des contaminants apportés à l'individu par la respiration et l'alimentation puis exportés par la croissance, l'excrétion, la reproduction et éventuellement la bio-transformation, considérée comme négligeable. Ces modèles sont basés sur des lois physiologiques (modèles bio-énergétiques) propres à chaque espèce constituant le réseau trophique. C'est ainsi qu'ils démontrent que, dans le cas des PCB et d'autres contaminants hydrophobes, c'est l'alimentation qui représente la principale voie de contamination des organismes.

Dans l'approche suivie au département DEL/EC de l'Ifremer pour comprendre le devenir des contaminants, les développements en cours visent à élargir ces modèles à d'autres espèces (modèle moule en domaine côtier, modèle merlu en domaine pélagique), à d'autres substances, notamment des substances partiellement bio-transformées, et à d'autres environnements plus éloignés des sources de contamination. Dans le contexte du RNO, on perçoit l'intérêt de ces modèles déterministes comme un outil d'aide à l'interprétation des mesures de la surveillance.

D'après le rapport sur la Surveillance de la qualité du Milieu Marin réalisé par l'IFREMER en 2002 [25]

Annexe 6

Fiche synthétique sur les PCB réalisée par la Commission Européenne

Polychlorinated biphenyls (PCBs)

PCB47 (2,2',4,4'-Tetrachlorobiphenyl), PCB77 (3,3',4,4'-Tetrachlorobiphenyl), PCB153 (2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl), PCB169 (3,3',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl), Aroclor 1242, Aroclor 1254, Aroclor1248 and Aroclor1260 were selected for evaluation in the expert meeting because they are very persistent chemicals.

Expert evaluation

The Wildlife relevant endocrine disruption data are evaluated as category ? and the Human health relevant endocrine disruption data as category 1.

Chemical characteristics

PCBs are produced as mixtures. Their nomenclature is presented in two ways: IUPAC nomenclature which gives a number to each of the congeners (eg. PCB58). Whereas mixtures of specific congeners often are referred to as Aroclors (eg. Aroclor 1242).

Table 1 Physico chemical properties of PCBs

	PCB47 B	PCB77 B	PCB153 A	PCB169 B	Aroclor 1248	Aroclor 1260
Physical state					Mobile oil	sticky resin
Water solubility (mg/l 25°C)	0.058	0.030	0.00086	0.0025	0.054	0.0027
Vapour pressure (Pa 25°C)	1.1E-03	1.1E-03	1.1E-03	7.7E-05	6.5E-2	5.3E-3
Density (g/cm ³ 25°C)					1.41	1.58
Henry's coeff. (Pa-m ³ /mol 25°C)	12.5	12.5	13.4-87.3 6.85	6.85	280	460
Log Kow	6.29	6.63	7.75	7.41	6.34 B	8.7 B

^a derived from Fra97

^b from Syracuse calculations, 1996

PCBs are poorly to very poorly soluble in water (0.001-0.1 mg/l). The log Kow values of PCBs vary from 5.2 to 8.3 which indicates lipophilic compounds. PCBs accumulate strongly in organisms. Furthermore they are persistent. The high log Kow values indicate that PCBs have a medium to high sorption to sediment (fra97). The high Henry's law coefficients indicate a relative high volatility.

After evaporation into the air PCBs persist in vapour phase at first, and thereafter immediately adsorbed with particles. The tendency of adsorption is stronger depending on the degrees of chlorination. The distribution of PCBs all over the world is essentially considered to be due to the transportation through troposphere. At present it is demonstrated that source of exposure of PCBs is due to such re-distribution of previously released portions.

PCB in water is adsorbed with bottom soil and other organic compounds. The experimental data or monitoring data show that PCB levels in bottom soil or in floating materials are higher than that in water. The degree of adsorption is remarkably high with highly chlorinated analogs due to tight adsorption to bottom soil. From the solubility and octanol/water partition coefficient, PCB analogues that have lower chlorine contents are more weakly adsorbed.

As the adsorbed PCBs are slowly released to water, PCBs in bottom soil have a role as sink of PCBs. The loaded amounts of PCB to the environment are assumed to exist in the bottom of water ways.

PCBs have low water solubility and leach very limitedly in soil due to strong adsorption with soil particles.

14.82

Degradation of PCBs in the environment depends on degree of chlorination of biphenyl moiety. In general the more highly chlorinated PCB analogues undergo shower degradation. In the vapor phase the reactions with hydroxyl radical, which is photochemically produced by sunlight, are main conversion processes, with varying half - lives from 10 days (monochlorobiphenyl) to 1.5 years (heptachlorobiphenyl).

Neither hydrolysis nor oxidation reaction in the environmental water is important to degrade PCBs. Photolysis is presumed to be majorly responsible for degradation, but the actual significance in the environmental degradation is to be studied.

Microorganisms moderately degrade Mono-, Di- and Trichloro biphenyls. The rate of degradation of Tetrachlorobiphenyls is slow, and additionally more highly chlorinated biphenyls are not degraded by biodegradation.

The analogs, which have two chlorine atoms in *ortho* position of one or both rings, are remarkably slowly degraded, while the analogs in which chlorine atoms are localized concentrate to one ring are easily degraded.

PCB analogues, which have high chlorine contents, are metabolized into analogues which have lower chlorine contents by reductive dechlorination reactions under anaerobic conditions. Two types of dechlorination reactions are well known. One of the reactions is related to dechlorination degree occurring at *ortho*, *meta* and *para* positions and reductive potential, and another is the reaction that is related to dechlorination degree occurring at *meta* and *para* position as well as the molecular shape.

Since PCBs are highly lipid-soluble and the rate of metabolism and excretion is slow, they tend to bioaccumulate particularly in adipose tissues of most living animals and plants. The degrees of bioconcentration in the adipose tissues are decided by various factors such as period and levels of exposure, chemical structure of compound, including position and pattern of substitution. Such analogues that have higher chlorine contents, have the larger Kow and are more easily bioaccumulated (Japan, 1997).

Use, Exposure and emissions

PCBs are produced in 1-2 million tonnes/year (gre96). In the past PCBs have been used in electrical equipment, heat-transfer systems, hydraulic systems and as components in plastics, coats, paints, glues, drill- and cutting oil and carbon-free paper (Devoogt en Brinkman 1989 in fra97). PCBs may also be formed as an unwanted by-product of industrial production of other chemicals. Important sources of emission of PCBs are the waste incineration processes.

PCBs, which had been previously released to the environment, are widely distributed in global environment at present. PCB is volatilised into the air from soil and water, transferred into the air and re-distributed in both soil and water by rainfall again. A large quantity of PCBs persists in soil sediment of water, which is considered to have a role as sink. In Japan, its manufacture was prohibited in 1972. PCB, which had been manufactured for 17 years, was 50,000 t - 60,000 t and their cumulative amounts used were 44,800 t (Japan, 1997).

In EC council regulation 2455/92 Annex 1 chemicals are listed that are banned or severely restricted to certain uses. In this regulation is referred that PCBs except mono- and dichlorinated biphenyl's, or preparations, including waste oils, with a PCB content higher than 0.005% by weight may not be used. The production and use of PCB-containing products are forbidden in the Netherlands (RIVM, 1994 in fra97).

Vulnerable use and vulnerable groups

PCBs are released in the environment during production, use of PCB containing products, in case of fires/explosions and during incineration of PCB containing waste.

Humans become exposed to PCB's by 3 main routes:

- Uptake from the environment by fish, birds, livestock (via food chains) and crops.
- Migration from packaging materials into food (mainly below 1 mg/kg, but in some cases up to 10 mg/kg).
- Direct contamination of food or animal feed by an industrial accident.

Vulnerable groups like babies may become exposed to PCBs via breast milk.

Surface water may be contaminated by PCBs from atmospheric fallout, from direct emissions from point sources, or from waste disposal.

Vulnerable wildlife groups are predators of e.g. fish or mussels contaminated with PCBs.

Environmental concentrations

The concentrations of PCBs have been measured in several organisms, like flounder, dab and mussels. The PCB concentrations in the organisms are between 0.021 and 2.1 mg/kg. They have also been measured in sediment and suspended matter (fra97).

In the Fraunhofer report PCB 153 is measured in sediment with a median concentration of 14.90 µg/l (mean 23.58 µg/l) based on 202 data from 85 stations (191 data were above the determination limit).

Table 2 Occurrence in the environment of PCBs

Compound	Sample	Year	Location	Concentration	No. detected/ tested	Reference
PCB153	Water	1990	Hamburg (Ger)	1.8 ng/l (max)		UBA98
PCB153	Water	1992	Baden-Württemberg (Ger)	<10 ng/l (max)		UBA98
PCB153	Water	1993	Germany	2-9 ng/l (max)		UBA98
PCB153	Water	1994	Bayern (Ger)	2-10 ng/l (max)		UBA98
PCB153	Water	1995	Germany	19-29.9 ng/l (max)		UBA98
PCB153	Sediment	1992	Germany	Max. 27-57 µg/kg dw		UBA98
PCB153	Sediment	1994	Elbe tributaries	Max. 12 µg/kg dw		UBA98
PCB153	Suspended matter	1990	Hamburg	Max. 25 µg/kg dw		UBA98
PCB153	Suspended matter	1993	Elbe + Rhine (Ger)	Max. 30-61 µg/kg dw		UBA98
PCB153	Suspended matter	1994	Germany	Max. 17-47 µg/kg dw		UBA98
PCB153	Suspended matter	1995	Germany	Max. 47-165 µg/kg dw		UBA98
PCB169	Suspended matter	1994	Hamburg + Elbe (Ger)	Max. 26-37 µg/kg dw		UBA98
PCB169	Sediment	1993	Hamburg (Ger)	Max. 119 µg/kg dw		UBA98
PCB77	Suspended matter	1994	Hamburg + Elbe (Ger)	Max. 1025-1343 µg/kg dw		UBA98
PCB77	Suspended matter	1995	Hesseb (Ger)	Max. 5000 µg/kg dw		UBA98
PCB77	Sediment	1993	Hamburg (Ger)	Max. 5015 µg/kg dw		UBA98
PCBs	Fish	1978	Netherlands	0.04-0.27 mg/kg fat	7 pos	EHC140
PCB153	Fish	1996	Z-Northsea ES-D	Avg: 45 µg/kg fw, 250 µg/kg fat	19	Fra97
PCB153	Fish	1996	Z-Northsea WNZ	Avg: 58 µg/kg fw, 500 µg/kg fat	25	Fra97
PCB153	Fish	1996	Z-Northsea WRS	Avg: 155 µg/kg fw, 1260 µg/kg fat	25	Fra97

Compound	Sample	Year	Location	Concentration	No. detected/ tested	Reference
PCB153	Mussels	1995	Z-Northsea ES-D	Avg: 7 µg/kg fw, 530 µg/kg fat	5	Fra97
PCB153	Mussels	1996	Z-Northsea ES-D	Avg: 5 µg/kg fw, 387 µg/kg fat	5	Fra97
PCB153	Mussels	1995	Z-Northsea WRS	Avg: 29 µg/kg fw, 1809 µg/kg fat	5	Fra97
PCB153	Mussels	1996	Z-Northsea WRS	Avg: 24 µg/kg fw, 1638 µg/kg fat	5	Fra97
PCBs	Food	1978	Netherlands	0.13-0.17 mg/kg fat	2 pos	EHC140
PCBs	Drinking water	1978	Netherlands	0.035	1 pos	EHC140
PCBs (analogues analyzed)	Fish Shellfish, Birds	1994	Japan	0.01 - 0.33 A 0.01 - 0.02 A -	39/70 16/30 0/5	Japan, 1997
3,4,3',4'-tetra CB *	Sediment Fish	1994	Japan	0.0067 - 0.013 A 0.000015 - 0.0013 A	2/3 3/3	Japan, 1997
3,4,5,3',4'-penta CB *	Sediment Fish	1994	Japan	0.000099 - 0.00017 A 0.000005 - 0.00018 A	2/3 3/3	Japan, 1997
3,4,5,3',4',5'-hexa CB *	Sediment Fish	1994	Japan	0.000010 - 0.000011 A 0.000008 - 0.000019 A	2/3 2/3	Japan, 1997
Total PCBs	Sediment Fish	1994	Japan	0.380 - 1.4 A 0.750 - 1.5 A	2/3 2/3	Japan, 1997

A: mg/kg

*: coplanar PCBs

PCBs are accumulated in both human adipose tissues and mother's milk. PCB levels in various organs and tissues except in brain depend on the contents of fats. Mean levels of total PCBs in human milk fat vary from houses and lifestyle of donors who offer their samples, and the analytical methods used. Milk of women living in heavy industrialized area or city, or who eat fishes caught in heavily polluted area, has the possibility of containing high levels of PCBs.

Main foods that have problems are fishery products, the crustacea, meats, milk and other dairy products. If compared with the previous data, PCB levels in fishes are moderately decreasing (Japan, 1997).

Most of compositions of PCBs extracted in the samples analyzed in the environment including human adipose tissues and milk are not similar to those of PCB mixtures on the market.

The patterns of gas chromatogram in human adipose tissues and mother's milk show that highly chlorinated PCBs predominantly are detected in higher levels. For example the analogs shown below are typically found:

PCB105: 2,4,5,3',4'-Pentachlorobiphenyl, PCB153 2,4,5,2',4',5'-Hexachlorobiphenyl,

PCB128 2,3,4,2',4',5'-Hexachlorobiphenyl, PCB180: 2,3,4,5,2',4',5'-Heptachlorobiphenyl,

PCB170: 2,3,4,5,2',3',4'-Heptachlorobiphenyl

Levels of other PCB homologs such as highly toxic coplanar PCB77: 3,4,3',4'-Tetrachloro-biphenyl,

PCB126: 3,4,5,3',4'-Pentachlorobiphenyl and 3,4,5,3',4',5'-Hexachlorobiphenyl, are very low.

Legal status

PCBs are listed in List 2 of Council Directive 76/46/EEC, the OSPAR candidate list and HELCOM priority list.

Conclusion

PCBs are of high concern for human exposure. Vulnerable groups that are exposed are breast-feeding babies.

PCBs are measured at many locations in sediments, suspended solids and biota and are considered as persistent.

In the environment especially predators of fish and mussel are of high concern.

References

EHC140: Environmental Health criteria 140 of polychlorinated biphenyls and terphenyls (second edition. WHO document 1993.

Fra97 Franse & de Voogt, 1997 Oestrogene verbindingen in het Nederlands milieu, MTC report.

Gre96: Greve, (1996). (Dutch Health Council). Hormoon-verstorende stoffen in Nederland. Gebruik, emissie, milieuconcentraties en fysisch/chemische karakteristieken

Japan, 1997. A Study on Hormone-Like (Hormone-Mimic) Effects of Exogenous Substances, Shortened English Version. Japan Chemical Industry Association. Japan Chemical Industry Ecology-Toxicology and Information Center.

Syracuse 1996. Syracuse calculation programmes

UBA98. Gülden, M., et al, (1998), Endocrinically active chemicals and their occurrence in surface waters, UBA-FB 97-068, Research report 102 04 279

14.86

*Fiche synthétique réalisée en 2000 par la Commission Européenne
Annexe 14 : Summary profiles of chemicals with information on use production,
emission, monitoring and legal status [57]*

Annexe 7

Demi-vies suggérées pour les polychlorobiphényles dans divers milieux naturels

Composés	Air	Eau	Sol	Sédiment
Monochlorobiphényle	~ 1 semaine	~ 8 mois	~ 2 ans	~ 2 ans
Dichlorobiphényle	~ 1 semaine	~ 8 mois	~ 2 ans	~ 2 ans
Trichlorobiphényle	~ 3 semaines	~ 2 ans	~ 6 ans	~ 6 ans
Tétrachlorobiphényle	~ 2 mois	~ 6 ans	~ 6 ans	~ 6 ans
Pentachlorobiphényle	~ 2 mois	~ 6 ans	~ 6 ans	~ 6 ans
Hexachlorobiphényle	~ 8 mois	~ 6 ans	~ 6 ans	~ 6 ans
Heptachlorobiphényle	~ 8 mois	~ 6 ans	~ 6 ans	~ 6 ans
Octachlorobiphényle	~ 2 ans	~ 6 ans	~ 6 ans	~ 6 ans
Nonachlorobiphényle	~ 2 ans	~ 6 ans	~ 6 ans	~ 6 ans
Décachlorobiphényle	~ 6 ans	~ 6 ans	~ 6 ans	~ 6 ans

Illustration 1 - Demi-vies suggérées pour les biphényles polychlorés dans divers milieux naturels (Mackay et al., 1992) [74]

Annexe 8

Valeurs réglementaires dans les denrées alimentaires en France

Section 5 : Dioxines [somme des polychlorodibenzo-para-dioxines (PCDD) et des polychlorodibenzofurannes (PCDF), exprimée en équivalents toxiques de l'Organisation mondiale de la santé (OMS), en appliquant les TEF-OMS (facteurs d'équivalence toxique, 1997)] et somme des dioxines et des PCB de type dioxine [somme des polychlorodibenzo-para-dioxines (PCDD), des polychlorodibenzofurannes (PCDF) et des polychlorobiphényles (PCB), exprimée en équivalents toxiques de l'Organisation mondiale de la santé (OMS), en appliquant les TEF-OMS (facteurs d'équivalence toxique)].

Produits	Teneurs maximales (Somme des dioxines et furannes (OMS-PCDD/F-TEQ) (1))	Teneurs maximales (Somme des furannes et des PCB de type dioxine (OMS-PCDD/F-PCB-TEQ) (1))	Texte source
5.1.1. Viandes et produits à base de viandes (2) provenant : - de ruminants (bovins, ovins) - de volailles et de gibier d'élevage - de porcs	3 pg/g de graisses (3) 2 pg/g de graisses (3) 1 pg/g de graisses (3) 6 pg /g de graisses (3)	4,5 pg/g de graisses (3) 4 pg/g de graisses (3) 1,5 pg/g de graisses (3) 12 pg /g de graisses (3)	
5.1.2. Foie et produits dérivés provenant d'animaux terrestres	4 pg/g de poids frais	8 pg/g de poids frais	
5.2. Chair musculaire de poisson et produits de la pêche et produits dérivés (4)	4 pg/g de poids frais	12 pg/g de poids frais	
- Chair musculaire d'anguille et produits dérivés	3 pg/g de graisses (5)	6 pg/g de graisses (5)	Règlement (CE) n°199/2006 modifiant le règlement (CE) n° 466/2001
5.3. Lait (5) et produits laitiers, y compris matière grasse butyrique	3 pg/g de graisses (7)	6 pg/g de graisses (7)	
5.4. Œufs de poule et ovoproducts (7)	3 pg/g de graisses (7)	6 pg/g de graisses (7)	
5.5. Huiles et graisses - Graisses animales - de ruminants - de volailles et de gibier d'élevage - de porcs - graisses d'animaux mixtes - huiles et graisses végétales	3 pg/g de graisses 2 pg/g de graisses 1 pg/g de graisses 2 pg/g de graisses 0,75 pg/g de graisses 2 pg/g de graisses (6)	4,5 pg/g de graisses 4 pg/g de graisses 1,5 pg/g de graisses 3 pg/g de graisses 1,5 pg/g de graisses 10 pg/g de graisses (6)	
- Huile marine (huile de chair de poisson, huile de foie de poisson et huiles d'autres organismes marins) destinées à l'alimentation humaine			

Réf. : INERIS-DRC-06-75999 /DESP-R2a

Page 35 sur 43

(1) Concentrations supérieures: les concentrations supérieures sont calculées sur la base de l'hypothèse que toutes les valeurs des différents congénères au-dessous du seuil de quantification sont égales au seuil de quantification.

(2) Viande bovine, viande ovine, viande porcine, viande de volaille et viande de gibier d'élevage telles que définies à l'annexe I du règlement (CE) no 853/2004 du Parlement européen et du Conseil (JO L 139 du 30.4.2004, version rectifiée au JO L 226 du 25.6.2004, p. 22), à l'exclusion des abats comestibles tels que définis à ladite annexe.

(3) Les teneurs maximales ne s'appliquent pas aux denrées alimentaires contenant < 1 % de graisses.

(4) Chair musculaire de poisson et produits de la pêche tels que définis dans les catégories (a), (b), (c), (e) et (f) de la liste de l'article 1er du règlement (CE) no 104/2000 du Conseil (JO L 17 du 21.1.2000, p. 22. Règlement modifié par l'acte d'adhésion de 2003). La teneur maximale s'applique aux crustacés, à l'exclusion de la chair brune de crabe et à l'exclusion de la tête et de la chair du thorax du homard et des crustacés de grande taille semiblabies (Nephtropidae et Palinuridae) et aux céphalopodes sans viscères.

(5) Pour les poissons destinés à être consommés en entier, la teneur maximale s'applique au poisson entier.

(6) Lait [lait cru, lait destiné à la fabrication de produits à base de lait et lait traité thermiquement, tels que définis à l'annexe I du règlement (CE) no 853/2004].

(7) Œufs de poules et ovoproducts tels que définis à l'annexe I du règlement (CE) no 853/2004."

Illustration 1 - Valeurs réglementaires dans les denrées alimentaires en vigueur en France au premier mars 2006. Extrait du rapport INERIS DRC-06-75999/DESP-R2a [89].

Annexe 9

Valeurs réglementaires de la convention OSPAR 1992

Des valeurs guides pour les concentrations de PCB dans les poissons marins ont été fixées dans le cadre de la convention OSPAR (Convention Oslo-Paris) de 1992 [82].

PCB	ng/g de poids frais	Valeur Guide (G) ou Standard (S)	Pays contractant
PCB totaux	1 000	G	Norvège
PCB 28	80	S	Allemagne
PCB 52	40	S	Pays-Bas
PCB 101	80	S	Allemagne / Pays-Bas
PCB 118	80	S	Pays-Bas
PCB 138	100	S	Allemagne / Pays-Bas
PCB 153	100	S	Allemagne / Pays-Bas
PCB 180	80	S	Allemagne

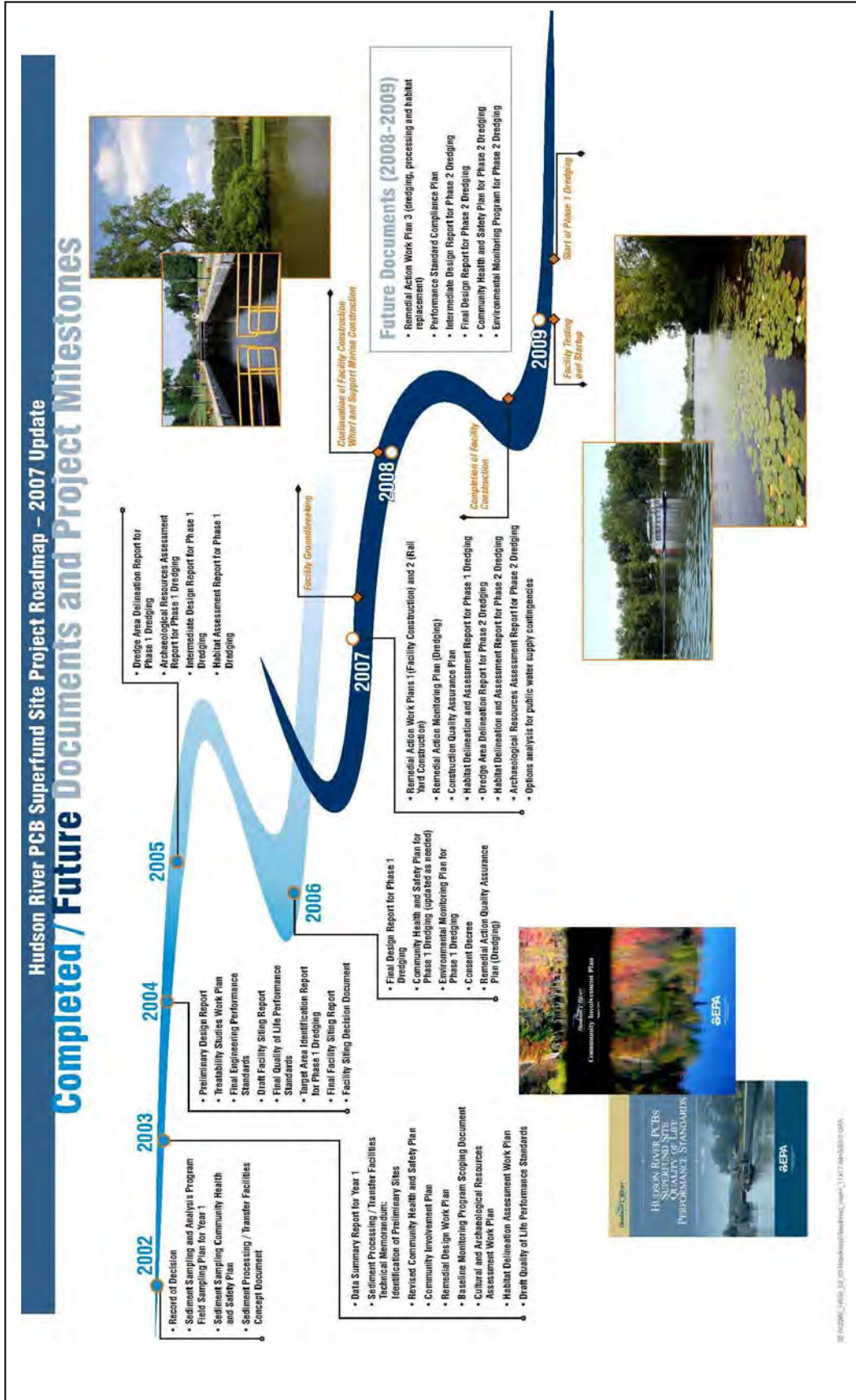
Illustration 1 - Valeurs guides et standard appliquées par les parties contractantes OSPAR pour les PCB.

Annexe 10

Feuille de route du projet Superfund de la rivière Hudson

Feuille de route du projet Superfund pour la rivière Hudson

US-EPA - <http://www.epa.gov/hudson/> 2007



Annexe 11

Liste des projets de remédiation de sédiments dans la région des Grands Lacs Nord-Américains par l'US-EPA

AREA OF CONCERN	CONTAMINATED SEDIMENT REMEDIATION PROJECT(S)
<u>Manistique River</u>	In 1995-1996, approximately 14,000 m3 of Polychlorinated Biphenyl (PCB)-contaminated sediment near the North Bay/U.S. 2 Highway was removed and disposed of in a nearby landfill. The remainder of the PCB-contaminated sediment will be addressed by the end of 1998. When the final removal is completed, approximately 92,000 m3 of contaminated sediment will have been dredged from the river and shipped off-site for disposal. The total project cost is estimated at \$16 million.
<u>Lower Menominee River</u>	In 1993-1994, approximately 11,500 m3 of bulk paint sludge was removed by mechanical dredging and transported to a nearby Treatment, Storage, and Disposal facility. This was an emergency removal through administrative orders by the Michigan Department of Environmental Quality (MDEQ).
<u>Milwaukee Estuary</u>	<p>In 1994, approximately 5,900 m3 of PCB-contaminated sediment was removed from behind Ruck Pond Dam. Over 95% of the mass of PCBs was removed from the system as a result of this project. The total project cost was \$7.5 million.</p> <p>In 1991, approximately 570,000 m3 of contaminated sediment with varying levels was isolated from the Milwaukee River by the removal of the North Avenue Dam. The cost involved with the isolation of the contaminated sediment was approximately \$1,348,000.</p>
<u>Waukegan Harbor</u>	As a result of a 1989 Consent Decree, Outboard Marine Corporation (OMC) provided \$20 million for remediation of PCB-contaminated sediment. No soils or sediment above 50 mg/kg PCBs remain onsite, except those within containment cells. Approximately 30,000 m3 of contaminated sediment was dredged and placed in two separate containment cells.
<u>Grand Calumet River</u>	From 1994 to 1996, LTV Steel dredged approximately 89,000 m3 of contaminated sediment from a slip adjacent to Indiana Harbor. The total project cost was an estimated \$14 million.
<u>Collingwood Harbour</u>	From 1992 to 1993, approximately 8,000 m3 of contaminated sediment was removed from the shipyard slips and adjacent areas in the harbour using the Pneuma airlift system. The total project cost, which included partners from the Ministry of Environment and Energy, Canada Steamship Lines, Transport Canada, and the Town of Collingwood, was an estimated \$650,000.
<u>Rouge River</u>	<p>The PCB-source area to Newburgh Lake (Evans Products Ditch Site) was recently addressed by the MDEQ with support from U.S. EPA. Completed in April 1997, approximately 7,300 m3 of PCB-contaminated stream sediment was removed and transported for disposal at a landfill in Michigan and hazardous waste disposal facility in New York. The total project cost was approximately \$500,000.</p> <p>In 1997, PCB-contaminated sediment is being removed from an impoundment (Newburgh Lake) in the Upper Rouge River and placed in a secure landfill. By the end of the project, approximately 306,000 m3 of PCB-contaminated sediment will be removed. The project is expected to be completed by July 1998. The total project cost is estimated at \$11.8 million.</p> <p>In 1986, 30,000 m3 of zinc-contaminated sediment was removed from the Lower Branch of the Rouge River by mechanical dredging and placed in cell #5 of the Corps of Engineers' Pointe Mouille Confined Disposal Facility on southwestern Lake Erie. All dredging and disposal activities were completed at an approximate cost of \$1 million.</p>

<u>River Raisin</u>	Starting in mid-July and running through the end of September 1997, Ford Motor Company in Monroe, Michigan removed approximately 20,000 m ³ of PCB-contaminated sediment in a hot-spot adjacent to the shipping channel. The PCB-contaminated sediment has been disposed of in a TSCA cell that was built on the property of the Ford Monroe Plant.
<u>Black River</u>	In 1990, the USX/KOBE Steel Company removed over 38,000 m ³ of PAH-contaminated sediment from the Black River mainstem in the areas of the former coke plant outfall. The total project cost, which was funded entirely by USX/KOBE, was \$1.5 million.
<u>Hamilton Harbour</u>	<p>In 1995, <i>in situ</i> capping used a layer of uncontaminated material to uniformly cover PCB- and PAH-contaminated sediment. The project was funded through the Great Lakes 2000 Cleanup Fund at a cost of \$300,000. An additional \$350,000 was provided by the National Water Research Institute to further monitor and evaluate the project.</p> <p>From 1992 to 1994, there was <i>in situ</i> treatment of contaminated sediment in one industrial boat slip near the headwall area. Oxygen, iron oxide, and calcium carbonate were injected. This was a demonstration treatment to find the depth of contamination. The total project cost was estimated at \$323,000.</p>
<u>St. Clair River</u>	In 1996, Dow Chemical removed several thousand cubic meters of pentochlorophenol-contaminated sediment. The removal took place about 1 km south of the Cole Drain, about 30 m offshore. The total project cost was estimated at \$350,000.
<u>Detroit River</u>	<p>Removal of contaminated sediment in Monguagon Creek, a tributary to the Detroit River, was initiated in 1997. The project is funded largely by Elf Atochem North America Inc., with an estimated cost of \$3 million. When the final removal is completed, approximately 12,250 m³ of contaminated sediment will have been dredged from the creek.</p> <p>In 1993, approximately 3,075 m³ of contaminated sediment was removed by Wayne County near a marina by Elizabeth Park. The total project cost was estimated at \$1.33 million.</p>
<u>Niagara River</u>	<p>In 1995, approximately 10,000 m³ of contaminated sediment was removed from the Welland River (Ontario) using an Amphibex dredge. The total project cost was estimated at \$2.6 million.</p> <p>In 1996, approximately 21,800 m³ of contaminated sediment was removed from the 102nd Street Embayment (New York).</p> <p>In 1995, approximately 11,500 m³ of contaminated sediment was removed from Pettit Flume (New York).</p> <p>In 1992, approximately 6,100 m³ of contaminated sediment was removed from Gill Creek (New York). The total project cost, which was funded entirely by DuPont, was approximately \$10 million.</p> <p>In 1990, approximately 13,000 m³ of dioxin-contaminated sediment from Black and Bergholtz Creeks (New York) was removed. The total project cost was approximately \$14 million.</p>
<u>St. Lawrence River</u>	The New York portion of the AOC involves three major large industrial sites. Ongoing remediation projects, as required by New York State and U.S. EPA, address land-based and contaminated river sediment. Some land-based projects involve shoreline and on-site wetland remediation. The contaminated river sediment projects at each industry include:

General Motors - During the summer of 1995, GM completed the major portion of its St. Lawrence dredging with the removal of approximately 11,500 m³ of PCB contaminated river sediment. The river work to date has cost \$10 million. The extent of required treatment and disposal for the dredged materials is under review. Further river sediment remediation in a cove adjacent to the St. Regis Mohawk Tribe remains to be completed. Total project costs, including land-based actions with groundwater recovery and treatment, are estimated to cost as much as \$70 million.

Reynolds Metals - The required contaminated river sediment removal project for the St. Lawrence River has not yet begun. This will include shoreline remediation. The land-based plant site remediation, which includes wetlands remediation, is nearing completion at a cost of \$53.7 million. The contaminated river sediment work is estimated to cost an additional \$57 million.

ALCOA - The major "hot-spot" at the plant outfall in the Grasse River was remediated in 1995 as part of a "non-time critical removal action." This involved the removal of approximately 3,000 m³ of PCB contaminated river sediment. The results of this project are under review as is the feasibility of other remedial alternatives downstream from the outfall in the Grasse River up to the St. Lawrence River confluence. Major land-based inactive hazardous waste site remediation at the ALCOA plant site continues with 10 of the 14 Record of Decision sites now completed. Overall remediation costs are estimated to be in excess of \$250 million

Illustration 1 - Tableau récapitulatif des projets de remédiation de sédiments dans la région des Grands Lacs Nord-Américains. Extrait du site Internet de l'US - EPA [98].

Annexe 12

Carte de l'Amérique du nord



Illustration 1 – Carte d’Amérique du nord. Etats-Unis et Canada : rivières Fox, Hudson, Housatonic, Niagara, Saint Laurent, Canal Lachine et villes de Saginaw et Sydney.

Annexe 13

Rappel des résultats de l'étude CEMAGREF 2005-2006

3 SYNTHÈSE DES RESULTATS

3.1 Analyses de chair de poissons

Les résultats sont présentés par secteur.

3.1.1 Rhône à l'amont du barrage de Jons

Quatre sites de prélèvement ont été visités dans ce secteur entre décembre 2005 et la fin du printemps 2006. Les sites « Saint Sorlin » et « aval TREDI » encadrent le rejet de ce site de traitement de déchets. Les résultats sont résumés au Tableau 2.

Site	Espèces	Effectif pêché	Poids moyen (g)	PCBi (moyenne, $\mu\text{g.kg}^{-1}\text{PF}^4$)	PCBi (EC ⁵ , $\mu\text{g.kg}^{-1}\text{PF}$)	TEQ (moyenne en pg.g^{-1})	TEQ (EC en pg.g^{-1})
Lucey	BAF	13	1361	170	68.2	1.7	0.4
	CHE	5	1298	40	8.4	5.5	2.4
Saint Sorlin	BAF	4	1289	500	221.6	4.4	0.3
	HOT	2	1478	101	(6.4)	19.8	8.5
Aval TREDI	BAF	4	900	7045	9388	38.5	14.5
	HOT	1	1336	2716	-	122	-
	CHE	2	123	714	(55)	313	259
Loyettes	BAF	12	1251	458	251.6	7.9	0.8
	HOT	1	1930	219	-	13.6	-
	CHE	3	902	142	36.6	19.3	11.7

Tableau 2 – Contamination de la chair des poissons – Rhône amont

BAF : barbeau ; CHE : chevaine ; HOT : hotu.

Seuls les barbeaux présentent des effectifs suffisants pour permettre une comparaison statistique entre les sites de ce secteur (cf. §4.2).

La valeur limite de 8 pg.g^{-1} (poids frais) pour l'ensemble PCB-DL et dioxines [3] est dépassée dans tous les sites, à des fréquences respectives de 10 % à Lucey (2 poissons sur 19 pêchés), 67 % à Saint-Sorlin, 100% à l'aval du rejet de TREDI-SA, et 81 % à Loyettes.

3.1.2 Canal de Jonage

Ce paragraphe résume la note d'étape de décembre 2005 [4].

Des poissons ont été collectés en septembre 2005 dans les lots de pêche J1 (le plus amont) à J3 dans ce canal ; les résultats sont résumés au Tableau 3. Les faibles effectifs de barbeaux dans ce tronçon empêchent une comparaison rigoureuse avec le tronçon précédent ; cette comparaison ne peut se faire que sur l'ensemble des espèces collectées, ce qui augmente forcément la variabilité au sein de chaque groupe.

C'est la découverte de la contamination de 2 brèmes provenant de J2 qui a déclenché les premières investigations ; suivant les recommandations de l'AFSSA (courrier du 26/08/2005), suggérant de rechercher la contamination des poissons vers l'amont et l'aval, il s'agissait donc de savoir s'il existe des différences de niveaux de contamination entre les poissons collectés dans les 3 zones de pêche.

⁴ PF : poids frais

⁵ EC : écart-type

Site	Espèces	Effectif pêché	Poids moyen (g)	PCBI (moyenne, $\mu\text{g.kg}^{-1}\text{PF}$)	PCBI (EC, $\mu\text{g.kg}^{-1}\text{PF}$)	TEQ (moyenne en pg.g^{-1})	TEQ (EC en pg.g^{-1})
J1	BAF	2	1000	277	(9.9)	4.3	1.9
	BRE	2	3600	1587	(211)	10.1	-
	BRO	2	150	216	(124)	8.7	0.5
	HOT	1	1500	332	-	77.8	1.1
	PER	1	200	306	-	12.1	-
	SIL	4	1150	401	118	13.9	5.1
J2	BRE	6	850	286	230	6.6	3.4
	BRO	3	3567	167	58	7.9	6.2
	CAR	5	1478	724	571	19.7	17.6
	SAN	2	2250	65	(9.9)	1.8	0.3
	SIL	5	1280	594	488	23.1	21.9
J3	BAF	3	1133	366	119	9.5	3.1
	PER	1	2200	194	-	4.4	-
	SIL	2	1500	282	(31)	8.9	1.9

Tableau 3 - Contamination de la chair des poissons – Canal de Jonage

BAF : barbeau ; BRE : brème ; BRO : brochet ; CHE : chevaine ; HOT : hotu ; PER : perche ; SIL : silure.

Comme indiqué dans la note d'étape [4] ainsi que dans l'avis de l'AFSSA rendu sur les mêmes données [5], aucune différence significative n'est démontrable entre les niveaux de contamination dans chacun des lots de pêche au seuil de 5% (ANOVA de Kruskal-Wallis).

De fait, on peut observer une assez grande variabilité des concentrations au sein de chaque lot. Cette variabilité s'explique probablement plus par la composition spécifique des lots (cf. Tableau 3), que par les niveaux de contamination des sources auxquelles sont confrontés les poissons. Ces espèces ont des comportements différents, notamment quant à leur mode d'alimentation, impliquant des expositions variables aux sédiments ou aux matières en suspension contenant des PCB.

La valeur limite de 8 pg.g^{-1} est dépassée dans les trois sites, de 83 % en J1 à 47 et 50 % en J2 et J3 respectivement.

3.1.3 Canal de Miribel

Les pêches ont eu lieu en février 2006, en deux points de part et d'autre d'un seuil situé approximativement au milieu du tronçon.

Site	Espèces	Effectif pêché	Poids moyen (g)	PCBi (moyenne, $\mu\text{g.kg}^{-1}\text{PF}$)	PCBi (EC, $\mu\text{g.kg}^{-1}\text{PF}$)	TEQ (moyenne en pg.g^{-1})	TEQ (EC en pg.g^{-1})
M1	BRO	1		97	-	n.d. ⁶	
	HOT	2		139	(16.1)	n.d.	
	VAN	1		143	-	n.d.	
M2	BAF	1	1005	61	-	n.d.	
	BRO	1	3650	44	-	n.d.	
	CHE	1	1300	37	-	n.d.	
	HOT	2	1000	187	(87)	n.d.	
	TRF	1	2520	198	-	n.d.	

Tableau 4 - Contamination de la chair des poissons – Canal de Miribel

BAF : barbeau ; BRE : brème ; BRO : brochet ; CHE : chevaine ; HOT : hotu ; PER : perche ; SIL : silure ; VAN : vandoise.

La fréquence de dépassement de la valeur limite de 8 pg.g^{-1} ne peut être déterminée puisque les mesures de PCB-DL, PCDD, PCDF, et par conséquent les TEQ, ne sont pas disponibles.

3.1.4 Rhône à l'aval de la confluence entre les canaux de Miribel et Jonage

Les pêches ont été réalisées dans Lyon, en juin 2006, à hauteur du pont Pasteur. Des pêches ont également été faites à l'automne de la même année à l'aval de Lyon (amont de Pierre-Bénite, Vernaison). Les résultats sont résumés au Tableau 5.

Site	Esp.	Effectif pêché	Poids moyen (g)	PCBi (moyenne, $\mu\text{g.kg}^{-1}\text{PF}$)	PCBi (EC, $\mu\text{g.kg}^{-1}\text{PF}$)	TEQ (moyenne en pg.g^{-1})	TEQ (EC en pg.g^{-1})
Aval confluence	BRO	1	nd	480		18.20	
	CAR	1	nd	44		2.47	
Pont Pasteur	BRE	4	544	586	191	29.6	10.5
	SIL	2	1260	162	(54)	10.35	0.91
Vernaison	BRE	5	nd	650	75.8	32.3	4.5
	HOT	5	nd	152	43.7	7.2	2.1
	SAN	5	1293	31.2	6.3	1.7	0.27
Amont barrage Pierre-B.	BRE	5	472	337	135	19.2	6.8
	CAR	4	2361	323	70.6	19.2	1.6
	SAN	4	901	52	27	3.1	1.8

Tableau 5 - Contamination de la chair des poissons – Rhône aval de la confluence des canaux de Miribel et Jonage

BAF : barbeau ; BRE : brème ; BRO : brochet ; CAR : carpe ; CHE : chevaine ; HOT : hotu ; PER : perche ; SAN : sandre ; SIL : silure ; VAN : vandoise.

Les données concernant les deux poissons capturés à l'aval de la confluence des canaux sont données à titre indicatif ; elles ne peuvent être comparées directement à celles des autres sites.

La valeur limite de 8 pg.g^{-1} est dépassée dans tous les poissons du site situé dans Lyon (pont Pasteur), et pour 47 à 61 % sur les sites aval.

3.1.5 Rivière d'Ain

10 poissons capturés, appartenant à 4 espèces : truite, perche, chevaine (n= 3) et barbeau (n = 4). Les poids ne sont pas rapportés, de même que les niveaux de PCB-DL,

⁶ Donnée non disponible

PCDD et PCDF. Les concentrations de PCB_i se situent entre 6.4 et 20.3 µg.kg⁻¹ (poids frais ; chez le barbeau, entre 7.18 et 20.3, soit globalement inférieurs aux teneurs observées chez la même espèce à Lucey).

3.1.6 Etang de Miribel – Eaux Bleues

Le lac des Eaux Bleues a fait l'objet de pêche fin novembre 2006. Les résultats sont résumés au Tableau 6.

Site	Esp.	Effectif pêché	Poids moyen (g)	PCB _i (moyenne, µg.kg ⁻¹ PF)	PCB _i (EC ₁ , µg.kg ⁻¹ PF)	TEQ (moyenne en pg.g ⁻¹)	TEQ (EC en pg.g ⁻¹)
Eaux Bleues	BRE	2	1207	54	55.8	3.5	3.5
	BRO	2	2940	8.0	4.2	0.80	0.32
	SAN	3	1063	8.5	2.5	0.74	0.27

Tableau 6 - Contamination de la chair des poissons du lac des Eaux Bleues

Aucun poisson ne dépasse la valeur limite de 8 pg.g⁻¹.

Extrait du rapport « Contamination des poissons & sédiments du Rhône par les PCB – Synthèse des données recueillies en 2005-2006 - Synthèse finale – avril 2007 » M. Babut – C. Miège. [87]

Annexe 14

Tableaux récapitulatifs des techniques de remédiation des sédiments

Table 4-6. Summary of Existing and Innovative Remedial Technologies for Sediment

Technology Type	In Situ Actions	Description/ Applicability	Chemicals Used in Process	Major Advantages	Major Disadvantages	Relative Cost*	Cost and Schedule Considerations	References/ Resources
Monitored natural recovery		The degradation or isolation of contaminants primarily through burial that occurs from natural sedimentation (deposition)	None	Reasonable alternative if dredging is not desirable or feasible. Can be cost-effective, preserves habitat, nonintrusive implementation.	Not appropriate for all site settings. Extensive characterization required to validate approach. Site should be in an area of deposition and not subject to major erosional events (i.e., storm erosion, prop scour)	4 (Characterization and monitoring costs highly variable)	Extensive upfront characterization required to support decision. Long-term monitoring required. Characterization and monitoring costs can be significant.	Huggitt and Bender, 1980; Hahnberg, 1995; National Research Council, 1997 www.smwg.org/
In situ capping		Placement of cover material over sediments to physically isolate sediments	None	Eliminates need to remove contaminated material; minimizes contaminant release to the environment that could occur with dredging; relatively easy to implement.	Cap with incompatible bottom material can alter benthic community. Long-term maintenance typically required. Potentially can limit future site uses. Politically not appropriate for all site settings.	3	Costs, equipment, and procedures are available from other sites.	National Research Council, 1997; Palermo et al., 1998 www.epa.gov/glnpo/sediment/iscmain/
Confined Disposal Facility (CDF)		Placing dredged sediments within near-shore disposal facility	Typically none; could augment with bioamendments or stabilizers	Low cost compared to ex situ treatment or off-site disposal. Involves conventional equipment. Site can be used for beneficial purposes following closure with proper safeguards.	Can alter benthic community through dredging. Does not destroy or detoxify contaminants unless combined with treatment. Near-shore land may be difficult to find if wetlands or critical ecological niches would be lost.	2	Conventional engineering approaches used. Costs equipment and procedures are available from other sites.	USACE, 1987a; National Research Council, 1997; www.wes.army.mil/et/dots/door U.S. EPA, 1994a; http://www.epa.gov/glnpo/sediment/iscmain/index.html
Contained Aquatic Disposal (CAD)		Moving sediments to a natural subaqueous topographic low or constructed depression and capping.	Typically none; could augment with bioamendments or stabilizers	Eliminates need for ex situ handling. Segregates contaminants into one location. Minimizes institutional controls at site such as limits on prop wash, navigational depths, etc. and adds flexibility in use of site.	Can alter benthic community through dredging and relocating. Long-term maintenance typically required for cap. Potential loss of contaminants to water column during movement requires controls. Politically not appropriate for all site settings.	2	Costs, equipment, and procedures are available from other sites.	Price and Lee, 1999 www.army.mil/et/dots/door (DOER-C11, 18) DOER-N5 Garbaciak and Miller, 1995 National Research Council, 1997 http://www.epa.gov/glnpo/sediment/iscmain/index.html

Table 4-6. Summary of Existing and Innovative Remedial Technologies for Sediment (page 2 of 6)

Technology Type	Description/ Applicability	Chemicals Used in Process	Major Advantages	Major Disadvantages	Relative Cost	Cost and Schedule Considerations	References/ Resources
Phyto-remediation	Removal of contaminants from sediment through plant uptake. Can be applied to submerged sediments, but is considered more useful for upland application after sediment removal.	Plant amendments	Uses natural processes to promote cleanup. Potential cost savings over other sediment handling options. If used in situ may provide alternative to removing sediment by dredging.	Relatively immature technique. Requires extensive screening to determine if applicable. Considered most useful in upland applications which in turn require dredging. Plants must be maintained and for some contaminants (e.g., metals) must be harvested periodically for disposal.	Limited costing data.	Relatively immature; limited data available. Requires significant characterization and testing to determine suitability.	Price and Lee, 1989 www.wes.army.mil/edds/door Cunningham and Lee, 1995
Hydraulic modifications	Physical alteration of bottom or water body to control movement of contaminated sediments and promote deposition of clean sediments	None	Controls contaminated sediment migration, promotes natural attenuation through deposition. Bottom alterations not as drastic as dredging. Sediment can be contained and physically separated.	Relatively new technique; has been applied to fluvial systems, not yet to marine. Modification of ecological habitat, may limit use of site by construction of barriers.	Limited costing data.	Applied to three locations (Moss American, Tennessee River, Mississippi River) set precedent on cost and schedule.	www.smgw.org/
Solidification/stabilization	Agents injected directly into sediments to solidify or stabilize	Cement, fly ash	Immobilizes contaminants in place. Stabilizes sediments preventing erosion. Eliminates need to remove contaminated material.	Limited long-term testing data on sediments. Limits future site uses.	2	Relatively immature; limited data available; few studies documented.	National Research Council, 1987
In Situ Treatment							
Biological treatment	Fostering microbial biodegradation by providing amendments.	Oxygen, electron receptors, nitrogen	Treats sediments in place through reduction of toxicity. Uses natural processes to promote cleanup.	Subaqueous environments are difficult to manipulate. There are unresolved microbial, geochemical and hydrological issues because technology in the marine environment is relatively immature.	Limited costing data	Relatively immature; few studies documented for marine sediments, freshwater sediment are limited to pilot scale.	National Research Council, 1987; Abramowicz et al., 1992; Bragg et al., 1994; Harkness et al., 1993
Direct injection	Inject reactants for abiotic treatment. Times can be driven into sediment for the injection of reactants	Ozone, hydrogen sulfide, potassium permanganate	Detoxifies or immobilizes contaminants in place.	Relatively immature technique; sediments typically have multiple contaminants making it difficult to address all contaminants. Subaqueous environments are difficult to manipulate.	2	Relatively immature; few studies documented for marine sediments. Increases uncertainty in cost and schedule.	National Research Council, 1987 Vendor: http://www.oceate.com/profiles/immolfix/list.html

Table 4-6. Summary of Existing and Innovative Remedial Technologies for Sediment (page 3 of 6)

Technology Type	Description/ Applicability	Chemicals Used in Process	Major Advantages	Major Disadvantages	Relative Cost*	Cost and Schedule Considerations	References/ Resources
Gas-permeable membranes	Reactants delivered to sediments via gas permeable membrane (tubing)	Ozone, oxygen, hydrogen sulfide	Detoxifies or immobilizes contaminants in place. Provides long-term sustained delivery of reactants with minimal energy input. Potential for significant cost savings.	Has not been demonstrated on sediments.	Limited costing data	Undeveloped technology increases uncertainty in cost and schedule	Glimore and Oostrom, 1999
Ex Situ Actions							
Mechanical dredging	Direct application of mechanical force to remove sediment	Not applicable	Little residual risk at site. No limitations on future use. Established industry supporting dredging. Entrains less water than hydraulic dredging.	Destroys benthic community. Potential water column impacts from resuspended sediment. Sediment must be handled after dredging. Can remove more sediment than required (lack of precision).	² (Includes removal and transportation; additional handling or treatment not included)	Costs, equipment, and procedures are available from other sites.	National Research Council, 1997 http://www.srmwg.org/ Vendor: http://www.on.ec.gc.ca/glimr/metaldata/contam-sediment-removal/ets-005.html
Hydraulic dredging	Removal of sediment slurry by suction	Not applicable	Little residual risk at site. No limitations on future use. Established industry supporting dredging. Can be used for more precision removal, limiting sediment. Less suspended sediment released to water column.	Destroys benthic community. Sediment must be handled after dredging. Water content of dredged sediment is increased over mechanical. Sediment must be predominantly fine-grained to be handled by hydraulic dredge.	² (Includes removal and transportation; additional handling or treatment not included)	Costs, equipment, and procedures are available from other sites.	National Research Council, 1997 http://www.srmwg.org/ Vendor: http://www.on.ec.gc.ca/glimr/metaldata/contam-sediment-removal/ets-004.html
Ex Situ Treatment (Requires Dredging)							
Primary separation	Removal of large debris from sediment	Not applicable	Increases ease of handling for dewatering, treatment and/or disposal.	Can be technically challenging and time-consuming. Debris requires disposal.	²	Costs, equipment, and procedures are available from other sites.	National Research Council, 1997
Dewatering	Removal of free water from saturated sediments	Chemicals typically not used; however some methods use adsorbents.	Reduces volume of sediment requiring disposition. Increases ease of handling. Decreases disposal and/or treatment costs.	Passive/gravity dewatering requires significant time and space to be effective. Mechanical dewatering can be technically challenging and more expensive. Excessive fines in sediment can decrease effectiveness.	²	Dewatering takes time but decreases overall costs. Costs equipment and procedures are available from other sites.	National Research Council, 1997
Sediment washing	Removal of contaminants from sediment using a wash solution	Can include detergents or solvents	Contaminants are removed from sediments increasing the potential uses of the sediment and minimizing disposal costs.	Ineffective with fine-grained sediment. Wash solution difficult to formulate for contaminant mixtures. Contaminant removal is incomplete.	²	Costs, equipment, and procedures are available from other sites.	National Research Council, 1997; USACE, 1994a

Table 4-6. Summary of Existing and Innovative Remedial Technologies for Sediment (page 4 of 6)

Technology Type	Description/ Applicability	Chemicals Used in Process	Major Advantages	Major Disadvantages	Relative Cost*	Cost and Schedule Considerations	References/ Resources
Physical separation	Various methods to physically separate the sediment for more efficient treatment and/or disposal <ul style="list-style-type: none"> ▪ Screens and classifiers ▪ Hydrocyclones ▪ Gravity separation ▪ Froth flotation ▪ Magnetic separation 	Typically none; some processes may use flocculating agents	Can be used to reduce volume of sediment requiring treatment or disposal. Results in lower handling costs.	Does not destroy contaminants but concentrates them into smaller volumes. Not suitable for all sediments; typically requires a significant coarse fraction (>25% sand-size).	1	Costs, equipment, and procedures are available from other sites.	National Research Council, 1997
Solidification/stabilization	Reduction of contaminant mobility by addition of a binding agent <ul style="list-style-type: none"> ▪ Cements, plasticizers 	Cements, plasticizers	Can use standard slurry mixing equipment. History of use for sludge. Relatively inexpensive.	Long-term effectiveness has not been demonstrated. May result in a significant increase in volume. May not be appropriate for contaminant mixtures. Moisture content must be relatively low.	2	Costs, equipment, and procedures are available from other sites.	National Research Council, 1997
Chemical separation and thermal desorption	Using heat and chemicals for mobilizing contaminants into a fluid or gas phase for collection and deposition.	Acid or base solutions for leaching. Solvents.	Removes contaminants from sediments for easier disposal.	Has limited application to sediments.	1	Costs, equipment, and procedures are available from other sites.	National Research Council, 1997; USACE, 1993, 1994b
Phyto-remediation	Removal of contaminants from sediment through plant uptake.	Plant amendments	Potentially less expensive than other methods.	Relatively immature technique. Requires extensive screening to determine if applicable. Plants must be maintained and for some contaminants (e.g. metals) be periodically harvested for disposal.	Limited costing data	Relatively immature; limited data available; requires significant characterization and testing to determine suitability.	Price and Lee, 1999 http://www.wes.army.mil/el/dots/koer/pdf/does2.pdf Cunningham and Lee, 1995
Biological treatment	Degradation of contaminants by microorganisms. Land farming most common technique	Bioamendments	Degrades organic pollutants, public acceptability, relatively low cost.	Handling of material is substantial. Method is time consuming, and adequate space is required. Not suitable for some contaminants such as metals. Does not remove 100% of contaminants	1	Costs, equipment, and procedures are available from other sites.	National Research Council, 1997; Thoma, 1994

Table 4-6. Summary of Existing and Innovative Remedial Technologies for Sediment (page 5 of 6)

Technology Type	Description/ Applicability	Chemicals Used in Process	Major Advantages	Major Disadvantages	Relative Cost*	Cost and Schedule Considerations	References/ Resources
Incineration	Thermal decomposition at high temperatures	None	Destroys a large proportion of organic contaminants. Mature, commercially available technology. Has been used to treat a wide variety of hazardous wastes and sediment.	Dewatering needed to reduce energy consumption. Heavy metals remain in a bottom ash or fly ash. Off-gas requires treatment. Potentially expensive. Volatile metals (Hg, As, Se, Pb) may be emitted to the atmosphere in gaseous forms.	0	Costs, equipment, and procedures are available from other sites.	National Research Council, 1997
Thermal desorption	Heating and agitating sediment to volatilize water and organic contaminants	None	Has been applied to sediments.	High temperatures required to remove persistent organic contaminants (e.g., PCBs). High clay, humic material, or moisture content increases costs.	0	Costs, equipment, and procedures are available from other sites.	National Research Council, 1997
Disposal							
On-site upland disposal	Placement of dredged material in an upland containment structure adjacent to dredged site	None	Contaminants effectively contained. Lower transportation costs relative to off-site disposal.	Dewatering and pretreatment generally is required. Long-term integrity of disposal site must be maintained. Potential for long-term liability.	2-3	Permitting facility is on critical path. Costs, equipment, and procedures are available from other sites.	National Research Council, 1997
Off-site upland disposal	Disposal of dredged material at permitted landfill	None	Readily available. Well-established approach to sediment management.	Dewatering and pretreatment generally is required. Relatively high cost. Transport required.	2-3	Effective transportation is important. Straightforward costing and scheduling.	National Research Council, 1997
Open water disposal	Placement of dredged material at designated aquatic disposal site	None	Well-established dredged material management program. Availability of disposal site.	Contaminated sediments are not likely to be suitable for open water disposal.		Requires open water disposal area.	National Research Council, 1997
Beneficial Reuse							
Wetland creation	Use of sediment for wetland habitat restoration or enhancement	None	Precedent exists for wetland creation. Anticipated available capacity in wetland creation projects. Greater chance of public acceptance.	Some sediments may not meet acceptance criteria for wetland creation.		Work with other agencies contributes to uncertainty in scope and budget.	http://sbay.wr.usgs.gov/access/saltponds/index.html Price and Lee, 1989 http://www.wes.army.mille/daids/doer/pafid/ocrc2.pdf

Table 4-6. Summary of Existing and Innovative Remedial Technologies for Sediment (page 6 of 6)

Technology Type	Description/ Applicability	Chemicals Used in Process	Major Advantages	Major Disadvantages	Relative Cost*	Cost and Schedule Considerations	References/ Resources
Levee/dike construction	Use of dredged sediment for construction or repair of levees	None	Precedent exists for levee construction. Greater chance of public acceptance.	Some sediments may not meet suitability requirements or will require pretreatment.		Work with other agencies contributes to uncertainty in scope and budget.	Price and Lee, 1999 http://www.wes.army.mille/loots/loer/pat/d_oerc2.pdf
Landfill cover	Use of dredged sediment as daily cover at a permitted landfill	None	Precedent exists for use as landfill cover and landfill cover is in demand. Greater chance of public acceptance.	Some sediments may not meet suitability requirements or will require pretreatment.		Must identify a user of the material and negotiate costs.	Krause and McDonnell, 2000 http://www.glc.org/dredging/benuse/Reusepaper_1.PDF
Construction	Use of dredged sediment as construction fill	None	Precedent exists for use as construction fill. Greater chance of public acceptance.			Must identify a user of the material and negotiate costs.	
Thermal conversion to building products	Thermal conversion to lightweight aggregate, portland cement, or glass aggregate products	None	Destroys a large proportion of organic contaminants. Allows beneficial reuse of treated sediment. Enhances immobilization of residual inorganic wastes. Greater chance of public acceptance.	Pilot testing required. Limited availability of local vendors to treat/convert sediments to ceramic products.		Must identify a user of the material and negotiate costs.	

Cost was based primarily on the National Research Council (1997).

- *Cost 0 \$1,000/yd³
- 1 \$100/yd³
- 2 \$10/yd³
- 3 \$1/yd³
- 4 <\$1/yd³

Illustration 1 – Tableau récapitulatif des caractéristiques des techniques de traitement des sédiments – Naval Facilities Engineering Command – 2003 [105].

Annexe 15

Tableaux de rappel sur les unités employées et les conversions d'unité

unité	kilo gramme	gramme	milli gramme	micro gramme	nano gramme	pico gramme
Abbreviation	kg	g	mg	µg	ng	pg
Equivalent en gramme	1 000	1	0,001	0,000001	0,000000001	0,000000000001
	10³	1	10⁻³	10⁻⁶	10⁻⁹	10⁻¹²

Colonne = ligne	kg	g	mg	µg	ng	pg
1 kg =	1	10³	10 ⁶	10 ⁹	10 ¹²	10 ¹⁵
1 g =	10 ⁻³	1	10 ³	10 ⁶	10 ⁹	10 ¹²
1 mg =	10 ⁻⁶	10⁻³	1	10 ³	10 ⁶	10 ⁹
1 µg =	10 ⁻⁹	10⁻⁶	10 ⁻³	1	10 ³	10 ⁶
1 ng =	10 ⁻¹²	10⁻⁹	10 ⁻⁶	10 ⁻³	1	10 ³
1 pg =	10 ⁻¹⁵	10⁻¹²	10 ⁻⁹	10 ⁻⁶	10 ⁻³	1

1 ppm : 1 partie par million (10⁻⁶) équivalent à par exemple 1 mg/kg ou 1 µg/g

1 ppb : 1 partie par billion (10⁻⁹) équivalent à par exemple 1 µg/kg ou 1 ng/g

1 ppt : 1 partie par trillion (10⁻¹²) équivalent à par exemple 1 ng/kg ou 1 pg/g



Centre scientifique et technique
Service Environnement Industriel et Procédés Innovants
3, avenue Claude-Guillemain
BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34