

Cemagref

Préfecture du Rhône
Direction de la Citoyenneté et
de l'Environnement

3 bis quai Chauveau, CP 220
69366 Lyon Cedex 09
Tél. 04 72 20 87 87 - Fax 04 78 47 78 75

**Contamination des poissons et des
sédiments du Rhône par les
polychlorobiphényles**
Synthèse des données recueillies en 2005-2006

Marc BABUT, Cécile MIEGE

Juin 2007

Titre : Contamination des poissons et des sédiments du Rhône par les polychlorobiphényles - Synthèse des données disponibles

Résumé :

A la suite de la mise en évidence de polychlorobiphényles (PCB) dans des poissons pêchés aux abords de Lyon en 2005, plusieurs campagnes successives de prélèvements et d'analyses ont été menées jusqu'à fin 2006 sur plusieurs espèces de poissons d'une part, sur sédiments superficiels et quelques carottes d'autre part. Ces analyses montrent une contamination des poissons jusqu'à la limite aval de la zone étudiée (barrage de Vaugris au sud de Lyon), avec un dépassement fréquent de la limite de 8 pg.g^{-1} (règlement CE 199/2006). Certaines espèces, comme la brème et le barbeau, sont plus affectées que d'autres, comme le sandre et le brochet. Les sédiments superficiels, témoignent d'une contamination étendue, mais en nette diminution par comparaison avec les couches plus profondes et plus anciennes, de l'ordre de (fois plus contaminées en PCB indicateurs.

Une source clairement identifiée provient d'un établissement industriel sous contrôle. En toute hypothèse, les flux actuellement émis par cette source n'expliquent cependant pas à eux seuls la situation présente ; les sédiments de la Bourbre sont également contaminés, de manière indépendante de ceux du Rhône, impliquant des sources dans ce bassin versant. Les caractéristiques de la contamination des poissons suggèrent d'autre part une contamination diffuse, trouvant son origine dans les sédiments stockés dans le fleuve, ou dans les matières en suspension re-mobilisées par les crues. L'état actuel des données ne permet pas de distinguer clairement quelle serait la tendance suivie par la contamination des poissons, mais une hausse au moins chez certaines espèces ne peut être exclue.

Il paraît nécessaire de compléter les données existantes, non seulement en ce qui concerne les niveaux de PCB dans les compartiments étudiés jusqu'ici (poissons sédiments), mais également dans la nourriture des poissons ; il conviendrait également de modéliser le fonctionnement du système (écoulement d'eau, transport de sédiment ...) afin de confirmer les hypothèses actuelles sur les processus de contamination, et pouvoir envisager des voies de réduction de la contamination.

Mots-clés : PCB – poisson – brème – barbeau – brochet – sandre - sédiment

Abstract:

Following the finding of high concentrations of polychlorobiphenyl (PCB) compounds in fishes in the vicinity of Lyon in 2005, a survey involving several sampling campaigns was done step by step until the end of 2006. Investigations focussed on several fish species, and superficial sediment; a few core sediment samples were also collected. Fish are contaminated until the downstream limit of the studied area (Vaugris dam, South of Lyon), with a frequent exceedance of the regulatory limit (8 pg.g^{-1} , regulation EC 199/2006). Some species, namely barbel and bream, are more affected than others, such as pike or pikeperch. Surface sediments are extensively contaminated, but much less than deeper layers, by an order of x5.

One source is clearly identified, and involves an authorised waste treatment plant. PCB fluxes released by this source can most probably not explain alone the current situation. Sediments are also contaminated in a tributary (Bourbre river), entailing sources in this watershed. Furthermore, the characteristics of fish contamination suggest a diffuse contamination originating from sediments in the river bed itself, or in suspended matter pulled out of the river bed during floods. The current state of available data does not allow to clearly identify trends in fish contamination, but an increase in certain species cannot be ruled out.

It seems therefore necessary to complete the existing dataset, not only by looking for more sediment and fish contamination data, but also by examining fish food sources. It would also be very useful to model the system (flow, particle transport ...) in order to confirm the current hypotheses on contamination pathways, and possibly envisage ways to manage and reduce the contamination.

Keywords: PCB – freshwater fish – bream – barbel – pike – pikeperch - sediment

SOMMAIRE

1	Introduction	6
2	Objectifs & méthodes	6
2.1	Etude de la contamination des poissons.....	6
2.2	Etude de la contamination des sédiments	10
3	Synthèse des résultats	13
3.1	Analyses de chair de poissons.....	13
3.1.1	<i>Rhône à l'amont du barrage de Jons</i>	13
3.1.2	<i>Canal de Jonage</i>	13
3.1.3	<i>Canal de Miribel</i>	14
3.1.4	<i>Rhône à l'aval de la confluence entre les canaux de Miribel et Jonage</i>	15
3.1.5	<i>Rivière d'Ain</i>	15
3.1.6	<i>Etang de Miribel - Eaux Bleues</i>	15
3.2	Analyses de sédiments.....	16
3.2.1	<i>Analyse des sédiments superficiels</i>	16
3.2.2	<i>Analyse des carottes</i>	19
4	Discussion	23
4.1	Impact de la contamination des poissons	23
4.2	Etendue de la contamination des poissons	24
4.2.1	<i>Nature des composés accumulés</i>	24
4.2.2	<i>Extension spatiale : comparaison des sites</i>	24
4.2.3	<i>Contamination des poissons en fonction de l'âge ou du poids</i>	26
4.2.4	<i>Voies d'exposition</i>	28
4.3	Sources de contamination des sédiments	29
4.4	Comparaison aux teneurs historiques.....	29
4.4.1	<i>Poissons : des concentrations en augmentation ?</i>	29
4.4.2	<i>Sédiments : des concentrations en baisse dans les couches superficielles</i>	32
5	Conclusions et perspectives	33
5.1	Essai de synthèse	33
5.2	Recommandations.....	35

Liste des tableaux

Tableau 1 – Echantillonnages de poissons.....	7
Tableau 2 – Contamination de la chair des poissons – Rhône amont	13
Tableau 3 - Contamination de la chair des poissons – Canal de Jonage.....	14
Tableau 4 - Contamination de la chair des poissons – Canal de Miribel	14
Tableau 5 - Contamination de la chair des poissons – Rhône aval de la confluence des canaux de Miribel et Jonage	15
Tableau 6 - Contamination de la chair des poissons du lac des Eaux Bleues	15
Tableau 7 - PCB _i et TEQ dans la couche superficielle des sédiments	16
Tableau 8 - Isotopes radioactifs dans les sédiments superficiels.....	16
Tableau 9 - Mesures de PCB _i , PCB-DL, dioxines et ¹³⁷ Cs dans les carottes	19
Tableau 10 – Résumé des concentrations de PCB _i (µg.kg ⁻¹ PF) chez le barbeau	26
Tableau 11 – Contamination des brèmes en fonction de l'âge et du poids	28
Tableau 12 - PCBs totaux (en µg.kg ⁻¹ poids frais) en 1986 dans des poissons du secteur d'intérêt [22].....	30
Tableau 13 - Estimation des teneurs en PCB totaux (µg.kg ⁻¹ poids frais) dans la chair des poissons à Jons en 1999	31
Tableau 14 - PCB indicateurs (µg.kg ⁻¹ poids frais) mesurés en 2005 dans les poissons de Jonage (moyenne des lots par espèce)	31

Liste des figures

Figure 1 - Carte des zones de pêche et points de prélèvement.....	8
Figure 2 - Points de prélèvement de sédiments (a) prélèvements en surface (printemps 2006)	11
Figure 3 - Analyses de PCB _i dans les sédiments superficiels (les concentrations normalisées n'ont été calculées que pour les sites où COT ≥ 1%)	17
Figure 4 – Evolution des concentrations en PCB _i dans les sédiments de la Bourbre.....	18
Figure 5 - Profil en profondeur des PCB _i , PCB-DL, PCDD et PCDF à CJ2.....	20
Figure 6 - Profils en profondeur des PCB _i , PCB-DL et PCDD et PCDF en GL3	21
Figure 7 - Concentrations en PCB par couche selon un gradient potentiel de dépôt.....	22
Figure 8 - Dépassement de la valeur-limite de 8 pg.g ⁻¹ (échelle logarithmique pour les moyennes des valeurs de TEQ).	23
Figure 9 – Distribution des concentrations de PCB _i sur l'ensemble des sites et des espèces (sauf aval immédiat TREDI)	25
Figure 10 – Distribution des concentrations de PCB _i chez le barbeau	26
Figure 11- Relation entre poids et contamination chez la brème	27
Figure 12 - Relation âge - contamination chez le barbeau	32
Figure 13 - Représentation schématique des processus de contamination	34

Contamination des poissons & sédiments du Rhône par les PCB

1 INTRODUCTION

Le point de départ de la présente étude, pendant l'été 2005, a été la découverte de poissons contaminés par des polychlorobiphényles (PCB) dans le Grand Large (annexe hydraulique du canal de Jonage), et la recommandation subséquente de l'AFSSA¹ de rechercher l'extension de la contamination, en principe sur les espèces les plus exposées.

Ce constat de contamination a suscité plusieurs types de questions : à côté de celles sur la qualité sanitaire des poissons, viennent des interrogations sur l'origine de la contamination, son étendue, son ancienneté et sa durabilité. Les réponses qui peuvent être apportées, ainsi que les lacunes de connaissance constatées et les incertitudes associées aux données devraient contribuer à éclairer les autorités publiques pour déterminer leur stratégie de gestion du problème. C'est l'objectif poursuivi dans ce document.

En tout état de cause, il paraissait clair dès l'été 2005 qu'il ne s'agissait pas d'un cas de pollution totalement nouveau, à cause des caractéristiques des substances incriminées, très rémanentes et interdites d'usage depuis de nombreuses années, mais aussi parce qu'un premier épisode avait été mis en évidence dans les années 1980, en lien avec le rejet d'une entreprise de traitements de déchets, incluant le contenu de transformateurs au pyralène et d'autres déchets contenant des PCB.

Pour autant, il n'était pas évident que cette source soit principalement responsable de la contamination relevée dans les poissons du Grand Large ; en d'autres termes, d'autres sources pouvaient, voire devaient être envisagées, incluant des stocks de matériaux contaminés au sein même du réseau hydrographique.

2 OBJECTIFS & METHODES

2.1 Etude de la contamination des poissons

Le premier objectif de l'analyse de la chair de certaines espèces de poissons est de permettre aux autorités de délimiter les zones où la qualité sanitaire des poissons, vis-à-vis des PCB et des contaminants associés, PCB de type dioxine (PCB-DL), polychlorodibenzodioxines (PCDD) et polychlorodibenzofuranes (PCDF), est affectée.

Un deuxième objectif, à plus long terme, serait d'établir une relation quantitative entre une ou des sources de contamination, et les niveaux de concentration observés dans les poissons, de façon à déterminer des niveaux de rejet acceptable en regard des normes sanitaires.

Suivant en cela autant que possible les recommandations de l'AFSSA [1], des pêches successives ont été réalisées sur le réseau hydrographique à la fois vers l'amont du Grand Large et vers l'aval (Tableau 1, Figure 1a et b).

L'avis recommandait d'analyser les PCB indicateurs (PCBi, série de 7 congénères diversement chlorés, représentatifs de la contamination globale), les PCB-DL (congénères présentant une toxicité similaire à la dioxine) et les PCDD et PCDF, dans 4 espèces de poissons : brèmes, carpes, silures et brochets.

¹ Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments, Maisons-Alfort

De fait, devant les difficultés de collecter en nombre suffisant les espèces recommandées, des espèces relativement proches de par leurs modes de vie ont également été échantillonnées : barbeau, chevaine, hotu principalement. En principe, les analyses devaient porter sur la chair de poissons individuels, dont le poids et la taille devaient être également rapportés.

Les analyses ont été faites par le LSEH-CARSO².

Rivière - Secteur	Nb Sites	Nb Espèces analysées	Nombre d'analyses	Commentaires
Rhône (amont Jons)	5	6	49	Majorité de barbeau
Canal de Miribel	2	6	7	Résultats incomplets (taille, poids, analyses) ; peu d'individus par espèce
Canal de Jonage	3	8	39	Pas d'espèce dominante ; présence de brème dans 2 sites sur 3
Rhône (aval confluence)	4	5	40	Présence de brème dans 3 sites sur 5
Etangs de Miribel (Eaux bleues)	1	3	7	Présence de brème
Rivière d'Ain	?	4	10	Résultats incomplets (sites, taille, poids, analyses) ; peu d'individus par espèce

Tableau 1 – Echantillonnages de poissons

Les pêches sur le canal de Jonage ont été faites par un pêcheur professionnel en septembre 2005, les autres par le CSP au cours de l'année 2006.

Chacun des groupes de substances analysées comporte un certain nombre de congénères ; dans la suite de cette note, les trois groupes seront considérés comme autant de variables, plutôt que d'examiner chaque congénère, ce qui ne ferait sens ni par rapport aux sources, ni d'un point de vue toxicologique.

Pour les congénères de PCB-DL et les PCDD-F, les résultats sont exprimés en équivalent-toxiques (TEQ). Cette manière de faire permet d'agréger les concentrations brutes de composés présentant des effets toxiques de même nature, tout en tenant compte du fait que la toxicité de chacune est plus ou moins forte. Les *facteurs d'équivalence toxiques* (TEF) ont été développés pour rendre compte de la toxicité d'un mélange complexe de molécules [2]. Les TEF représentent donc une valeur qui est utilisée pour pondérer la masse respective de chacun des constituants d'un mélange de façon à rendre compte de leur « efficacité toxique » relative. Dans le cas des PCB et des polychlorodibenzo-dioxines et -furannes, cette valeur est définie par rapport à une molécule de référence (étalon) qui est la 2,3,7,8 tetrachloro dibenzo-para-dioxine (2,3,7,8 TCDD, connue comme « dioxine » de Seveso). La toxicité du mélange est exprimée en « équivalents toxiques de 2,3,7,8TCDD » (TEQ), selon la formule :

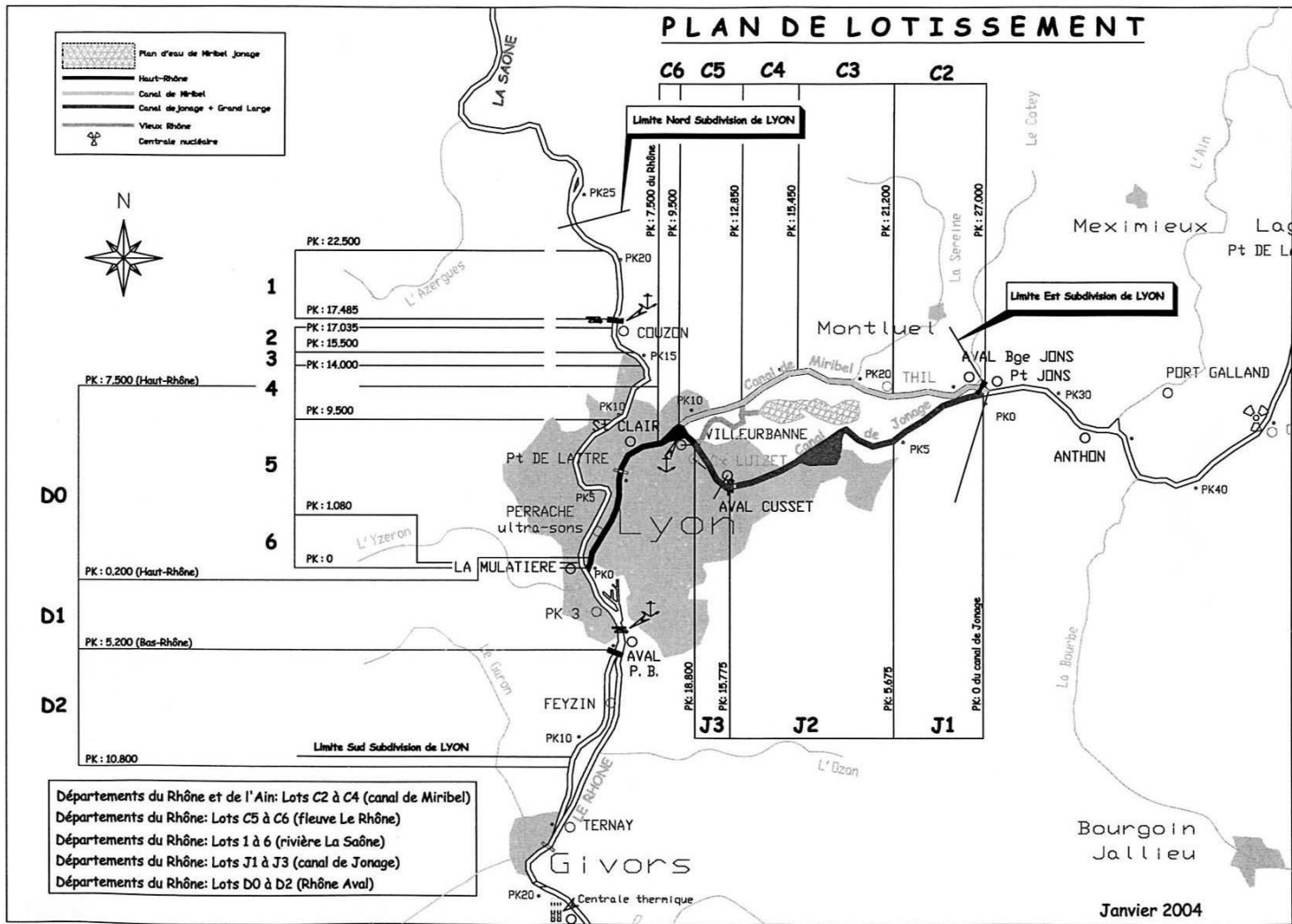
$$I_{TEQ} = \sum_{i=1}^n C_i \times TEF_i$$

Avec C_i , concentration du composé i , TEF_i le TEF de ce composé, I_{TEQ} l'indice de toxicité du mélange (échantillon) considéré en TEQ.

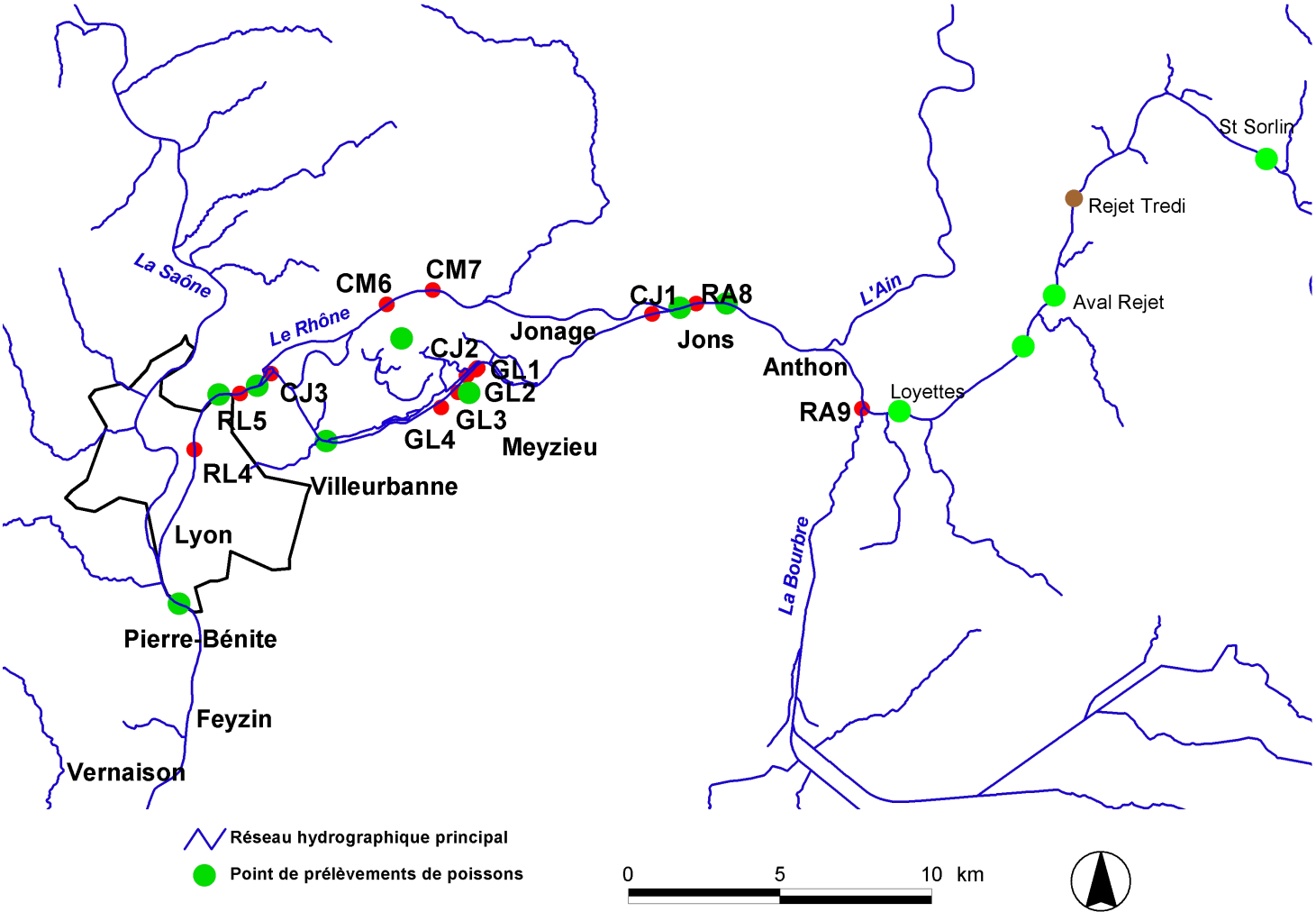
² Laboratoire Santé Hygiène Environnement (groupe CARSO), 321 avenue Jean Jaurès, 69362 LYON CEDEX 07

Figure 1 - Carte des zones de pêche et points de prélèvement

a) Canaux de Miribel et Jonage (Source SNRS)



b) Vue d'ensemble (poissons et sédiments)



2.2 Etude de la contamination des sédiments

Les objectifs qui ont motivé l'analyse des sédiments sont

- d'évaluer le stock de la contamination dans le Grand Large,
- d'estimer l'extension de cette contamination en amont et en aval du site et, dans la mesure du possible,
- de tenter d'identifier des sources de cette pollution en PCB et composés de type dioxine.

La stratégie suivie a consisté en premier lieu en un échantillonnage de sédiments de surface au niveau du Grand Large, des canaux de Jonage et Miribel, en amont (i) dans le Rhône (jusqu'à l'amont de TREDI SA), (ii) dans la Bourbre juste avant la confluence avec le Rhône et en aval dans Lyon ; les prélèvements ont eu lieu à la fin du printemps 2006. Sur cette première série ont été analysés les PCBi, PCB-DL, PCDD et PCDF. De plus des isotopes radioactifs (en particulier le béryllium ^7Be , le plomb ^{210}Pb et le radium ^{226}Ra , ainsi que le césium ^{137}Cs) ont été mesurés aux fins de datation relative des dépôts.

Le ^7Be a une période de 53 jours ; la présence de cet élément en quantité significative traduit donc un dépôt récent (ordre du mois) ; l'excès de ^{210}Pb par rapport au ^{226}Ra traduit également un dépôt relativement récent, cette fois de l'ordre de la décennie. Lorsque l'excès de ^{210}Pb est supérieur à 10 Bq, les dépôts ont moins de 20 ans. Enfin, Le ^{137}Cs est un élément totalement artificiel ; sa présence dans les sols et consécutivement les sédiments résulte des explosions atomiques atmosphériques des années 1950-60, ainsi que de l'accident de Tchernobyl. Cependant, il pourrait aussi provenir, en petites quantités, du CNPE du Bugey.

Cette série d'échantillons a été complétée par une série de trois carottes prélevées dans le canal de Jonage, sur lesquelles les mêmes analyses ont été effectuées. Mis à part le site de Lucey (amont de TREDI), les sites d'échantillonnage sont répertoriés sur la Figure 1b, Figure 2a. D'autres part, EDF, gestionnaire du plan d'eau du Grand Large a également collecté quatre carottes (Figure 2 b) dans les zones ayant fait l'objet de curages récemment.

Les analyses de PCBi, PCB-DL, PCDD et PCDF ont été faites par le LSEH-CARSO, celles des isotopes par le Laboratoire des sciences du climat et de l'environnement³.

³ LSCE - UMR1572 CNRS-CEA Centre de Saclay, Orme des Merisiers bât 701, Saclay, 91191 GIF SUR YVETTE CEDEX

Figure 2 - Points de prélèvement de sédiments (a) prélèvements en surface (printemps 2006)

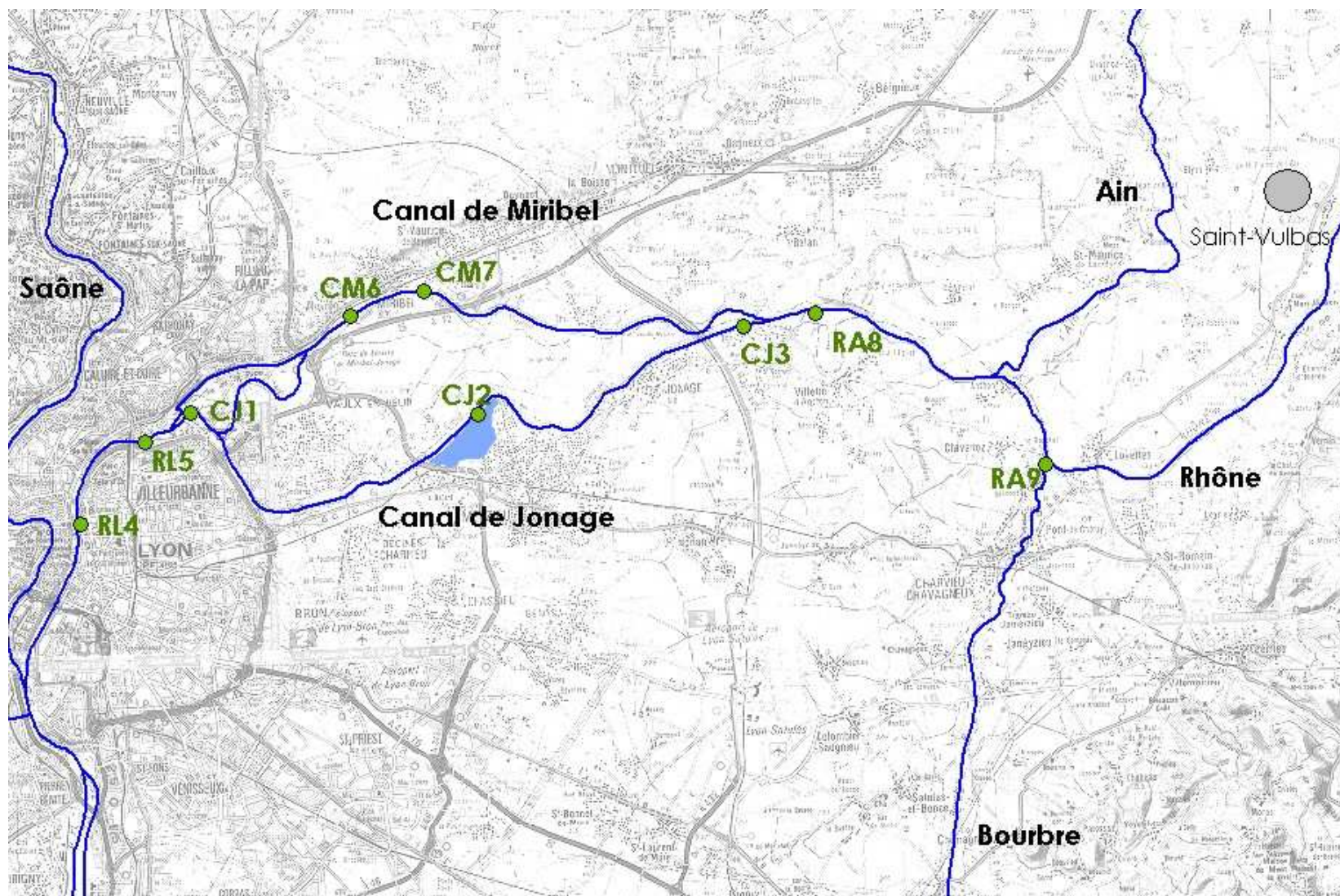
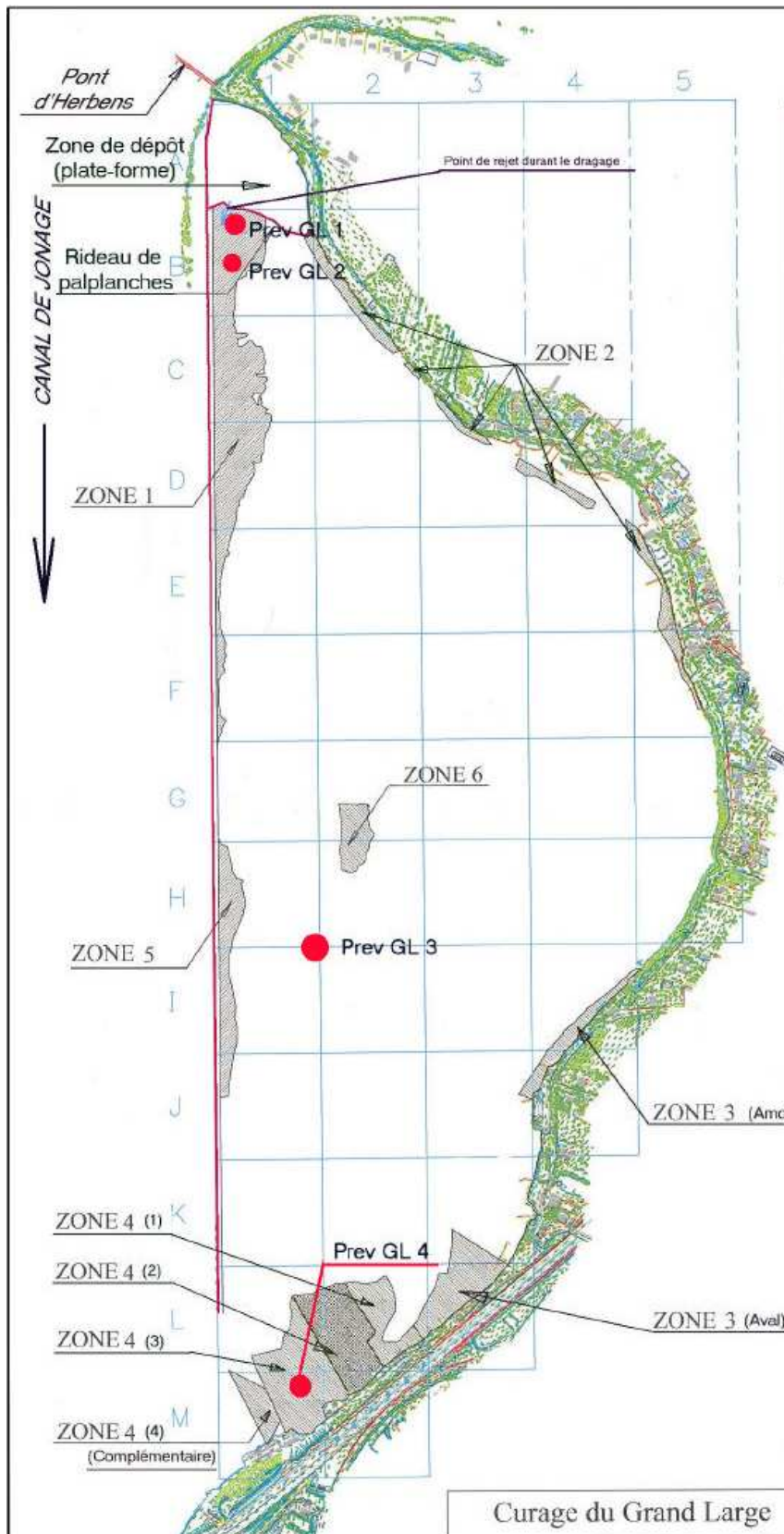


Figure 2 – (b) points de prélèvements dans le Grand Large (source EDF)



Source : plan de situation des zones curées par le gestionnaire du plan d'eau en 2005

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

⁶ Donnée non disponible

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, PCDD et PCDF. Les concentrations de PCBi se situent entre 6.4 et $20.3 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (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)	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})
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} .

3.2 Analyses de sédiments

3.2.1 Analyse des sédiments superficiels

La mesure des PCB dans les sédiments superficiels permet de rendre compte, à un moment donné, de l'extension de la contamination ; couplée à la datation relative des dépôts, elle permet en outre de comprendre comment les sédiments sont re-mobilisés et déplacés dans le système (Tableau 7 et Tableau 8).

Sites	Poids sec (g)	COT (% du poids sec total)	PCBi totaux ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ MS)	PCB-DL totaux TEQ ($\text{pg}\cdot\text{g}^{-1}$ MS)	PCDD-F totaux TEQ ($\text{pg}\cdot\text{g}^{-1}$ MS)	TEQ totaux
Lucey	49.99	7	7	0.42	0.49	0.91
Loyettes	49.61	<5	24	1.8	3.3	5.1
RA9	52.2	0.26	12	0.96	0.26	1.22
RA8	50.7	0.71	2.1	0.58	1.1	1.68
CM7	51.1	0.48	0.62	0.062	0.13	0.192
CM6	50.3	0.49	5.5	0.16	0.23	0.39
CJ1a	56.7	0.81	11	0.99	1.4	2.39
CJ2a	63.7	1.02	17	1.9	2.2	4.1
GL4	55.03	1.7	31	2.7	4.4	7.1
GL3	53.02	1.46	23	4.3	7.9	12.2
GL2	52.16	1.2	15	2.4	4.1	6.5
GL1	50.06	1.3	35	4.1	6.8	10.9
CJ3a	56.5	0.59	10	1	1.4	2.4
RL5	49.8	0.94	22	1.4	1.9	3.3
RL4	50.2	0.90	14	0.85	1.2	2.05

Tableau 7 - PCBi et TEQ dans la couche superficielle des sédiments

Sites	prof (cm)	^{210}Pb ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)	^{226}Ra ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)	excès ^{210}Pb ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)	^{137}Cs ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)	^7Be ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Lucey	1	27.6	24.0	3.1	2.0	8.6
Lucey<125 μ	1	61.7	46.7	9.7	6.9	33.1
Loyettes	1	30.4	25.8	3.7	6.0	<4
Loyettes<125 μ	1	54.1	41.4	7.4	15.4	<12
RA8	1	24.8	25.3	0.0	1.7	0.0
RA8<125 μ	1	73.3	43.9	29.5	6.0	9.0
RA9	1	12.1	12.0	0.0	0.8	0.0
RA9<125 μ	1	66.8	16.2	50.9	10.1	14.2
CM6	1	14.5	13.5	0.0	0.7	2.0
CM6<125 μ	1	43.2	32.9	10.3	5.0	5.3
CM7	1	10.0	11.7	0.0	0.5	1.0
CM7<125 μ	1	33.2	29.6	3.6	2.8	7.5
Cj1	1.5	46.5	29.0	17.5	4.3	17.6
GL3	2	57.4	27.8	29.7	25.4	7.1
Cj2	1.5	48.6	29.5	19.1	4.8	12.6
Cj3	1	49.1	40.1	9.0	29.7	3.0
RI4	1	27.0	20.8	6.3	2.2	3.6
RI5	1	39.9	25.5	14.4	4.0	8.1

Tableau 8 - Isotopes radioactifs dans les sédiments superficiels

Les valeurs en italique sont des moyennes sur 3 mesures.

La Figure 3 présente de façon synthétique les analyses de PCB_i (présentés sous forme de somme des congénères), en concentrations brutes, et pour certaines normalisées par rapport au COT. La matière organique des sédiments (COT) est susceptible d'adsorber fortement les contaminants hydrophobes. A charge brute équivalente, un sédiment contenant moins de matière organique présentera en théorie plus de PCB disponibles, d'où l'intérêt potentiel de normaliser les concentrations de PCB_i par rapport au COT. Toutefois, cette transformation des données n'est recommandée qu'au-dessus d'une teneur en matière organique de 1% [6].

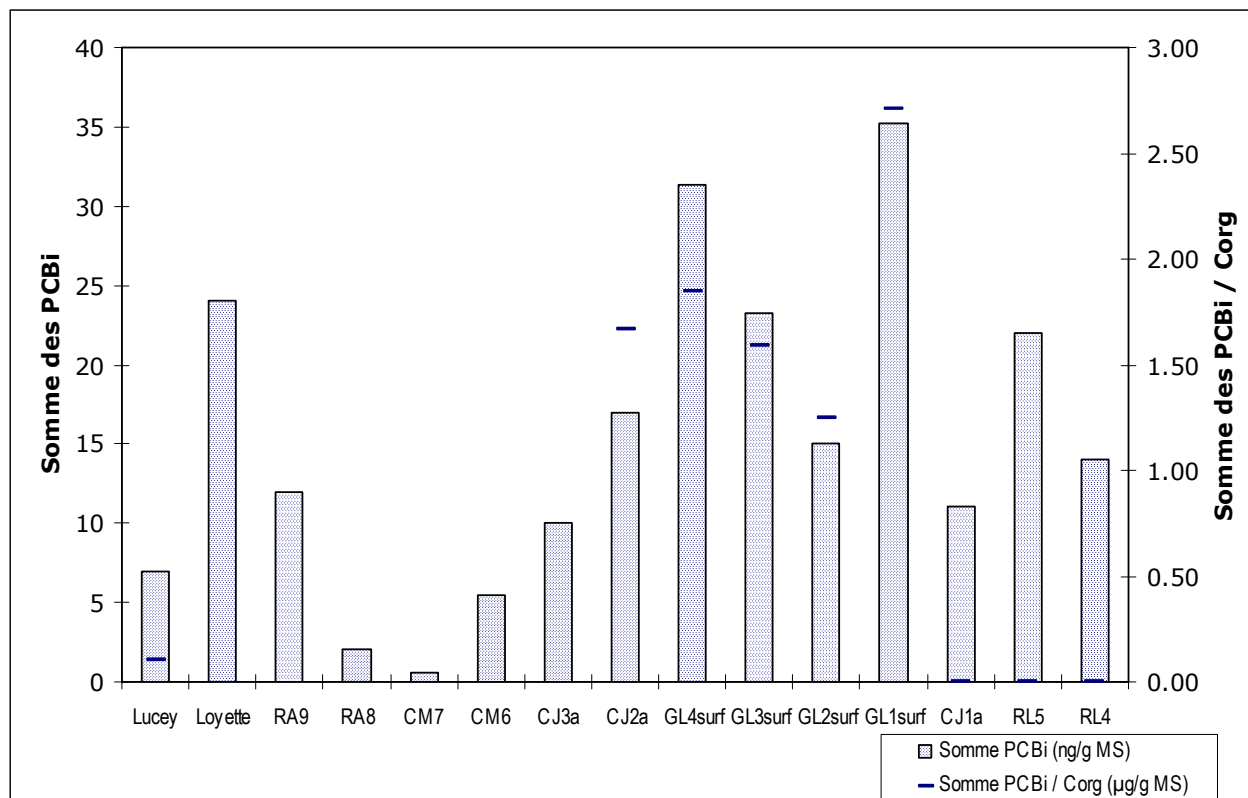


Figure 3 - Analyses de PCB_i dans les sédiments superficiels (les concentrations normalisées n'ont été calculées que pour les sites où COT ≥ 1%)

Les valeurs normalisées (PCBi/Corg) ne sont présentées que lorsque la teneur en COT est supérieure à 5%.

Les PCB-DL présentent un profil similaire ; leurs concentrations, exprimées en TEQ, sont relativement bien corrélées à celles des PCB_i ($R = 0.85$, $p < 0.05$, $n = 30$). Il en va de même, bien que plus faiblement ($R = 0.69$, $p < 0.05$, $n = 30$), pour les PCDD et PCDF avec les PCB_i. Cette relation générale n'est pas vérifiée en tous points, ainsi les concentrations en PCDD et PCDF sont relativement élevées au niveau du barrage de Jons (RA8).

Quelle que soit la présentation retenue, brute ou normalisée par rapport au COT, il ressort :

- Une augmentation de la contamination en PCB indicateurs et de type dioxine, ainsi qu'en PCDD et PCDF entre les sites de Lucey et Loyettes (amont et aval de TREDI SA).
- Une contamination (en PCB indicateurs et PCB de type dioxine) au niveau de la Bourbre (point RA9).
- Une contamination (en PCB indicateurs et de type dioxine, en PCDD et PCDF) dans le canal de Jonage (CJ1, CJ2, CJ3) et le Grand Large.
- Une contamination (en PCB indicateurs et de type dioxine, en PCDD et PCDF) dans le Rhône en aval des canaux de Jonage et Miribel (RL5).

- Le site le plus amont sur le Rhône (RA8) et les deux points sur le canal de Miribel sont peu contaminés par les PCB_i.

Les données recueillies sur les isotopes radioactifs permettent de compléter ce tableau en tenant compte de l'âge relatif des dépôts. Il ressort de ces analyses, concernant les sédiments de surface :

- Des dépôts récents à Lucey (< 6 mois) et des dépôts plus anciens à Loyettes.
- Au point amont RA8, seule la fraction fine est de nature récente (< 6 mois). Même observation pour le point de prélèvement RA9 sur la Bourbre.
- Dans le canal de Miribel (CM6, CM7), très peu de dépôts récents.
- A contrario, les deux points aval (CJ1 et CJ2) du canal de Jonage sont caractérisés par une date de dépôt récente ; le point amont (CJ3) est comparable aux points du canal de Miribel, bien que la concentration en ⁷Be soit plus faible, traduisant une certaine érosion de la couche de surface.
- Au point GL3, dans le Grand Large, les dépôts sont également récents (< 6 mois).
- Les points aval, RL4 et RL5, montrent des dépôts relativement faibles en surface.

Par ailleurs, les analyses sur sédiments faites à Chavanoz (proche de RA9) dans le cadre du Réseau National de Bassin (RNB⁷) montrent une diminution globale des concentrations en PCB_i, avec une certaine variabilité à l'échelle du mois, comme en 2000, ou en inter-annuel (Figure 4). Les données sur MES (non montrées) également disponibles au même site dans le cadre du RNB sont encore plus variables, suggérant un transport depuis l'amont en fonction des crues.

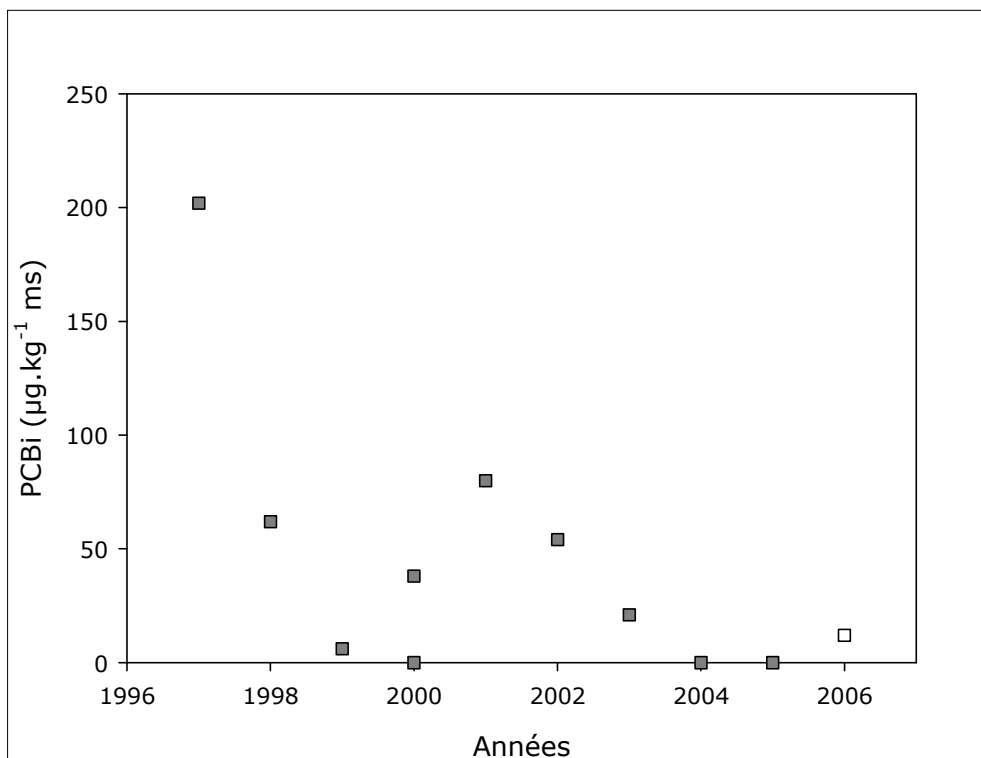


Figure 4 – Evolution des concentrations en PCB_i dans les sédiments de la Bourbre

Les points grisés correspondent aux prélèvements effectués dans le cadre du RNB à Chavanoz, le point blanc au site RA9.

⁷ <http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/surveillance/surveillance-liste.php>

3.2.2 Analyse des carottes

Les résultats d'analyses dans les carottes sont résumés Tableau 9, et sur la Figure 5 pour les points CJ3 (canal de Jonage, aval du barrage de Jons), CJ2 (canal de Jonage, au niveau du Grand Large), et GL3 (dans le Grand Large). La profondeur plus réduite de sédiments en CJ1 (carotte de 18 cm) n'a pas permis de sérier les analyses en fonction de la profondeur pour ce point. Les résultats rapportés pour ces trois points correspondent à des teneurs moyennes au sein des couches.

Site		Profondeur (cm)	PCBi totaux ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ MS)	PCB-DL totaux TEQ ($\text{pg}\cdot\text{g}^{-1}$ MS)	PCDD-F totaux TEQ ($\text{pg}\cdot\text{g}^{-1}$ MS)	^{137}Cs ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$)
CJ3	a	2	9 970	1.05	1.44	29.7
CJ3	b	16	128 460	10.00	6.50	47.9
CJ3	c	30	36 596	3.20	4.50	18.4
CJ3	d	44	34 615	4.00	3.20	4.1
CJ2	a	3	17 111	1.92	2.23	4.8
CJ2	b	18	90 547	7.20	5.10	15.2
CJ2	c	33	69 402	4.80	5.20	21.6
CJ2	d	58	43 946	4.40	4.80	7.3
GL4	surf	5	31 369	2.70	4.40	
GL4	int1	25	59 173	3.90	5.70	
GL4	int2	40	92 633	6.20	9.00	
GL4	prof	45	68 466	5.00	8.70	
GL3	surf	10	23 241	4.30	7.90	33.1
GL3	int1	25	24 254	6.90	4.80	3.5
GL3	int2	40	635	0.08	1.20	<0.6
GL3	prof	50	255	0.03	2.10	
GL2	surf	10	15 010	2.40	4.10	
GL2	int1	30	9 933	1.70	3.10	
GL1	surf	10	35 211	4.10	6.80	
GL1	int1	30	84 931	5.70	8.70	
CJ1	a	3	11 102	0.99	1.38	4.3
CJ1	b	18	20 193	1.60	2.40	9.7

Tableau 9 - Mesures de PCBi, PCB-DL, dioxines et ^{137}Cs dans les carottes

Au vu des analyses de ^{210}Pb (non présentées ici), les couches inférieures de sédiments de CJ1, CJ2 et CJ3 sont datées d'une vingtaine d'années au moins. Les analyses de ^{137}Cs des couches 3-18 et 18-33 cm à CJ2 portent la signature de l'accident de Tchernobyl (1986). Les couches plus profondes, en fonction de cet élément, ont moins de 40 ans. En revanche, la présence d'un taux plus élevé de ^{137}Cs en surface de CJ3 et GL3 pourrait témoigner de la remise en suspension en amont de sédiments profonds à l'occasion par exemple de travaux de dragage ou de remaniements des sédiments à l'occasion de crues ; cette hypothèse paraît plus plausible que la présence de ^{137}Cs provenant du CNPE du Bugey, qu'on devrait dans ce cas trouver aussi en surface de points amont. Une autre hypothèse serait que le site de CJ3, à l'aval du barrage de Cusset, est parfois soumis à érosion en surface.

Pour le point CJ2, le profil des PCB-DL en fonction de la profondeur est similaire à celui des PCBi (Figure 5, a et b), par contre le profil des PCDD et PCDF montre une contamination marquée même en profondeur (Figure 5 c). Le point CJ3 présente des profils très similaires. Dans les deux cas, les teneurs des couches superficielles ont fortement diminué depuis les années 1980.

Ces profils manquent cependant de précision, dans la mesure où tant les datations que les analyses de PCB, PCDD et PCDF ont été faites sur des couches épaisses de plusieurs cm. Les valeurs reportées sont donc des moyennes sur l'épaisseur de la tranche.

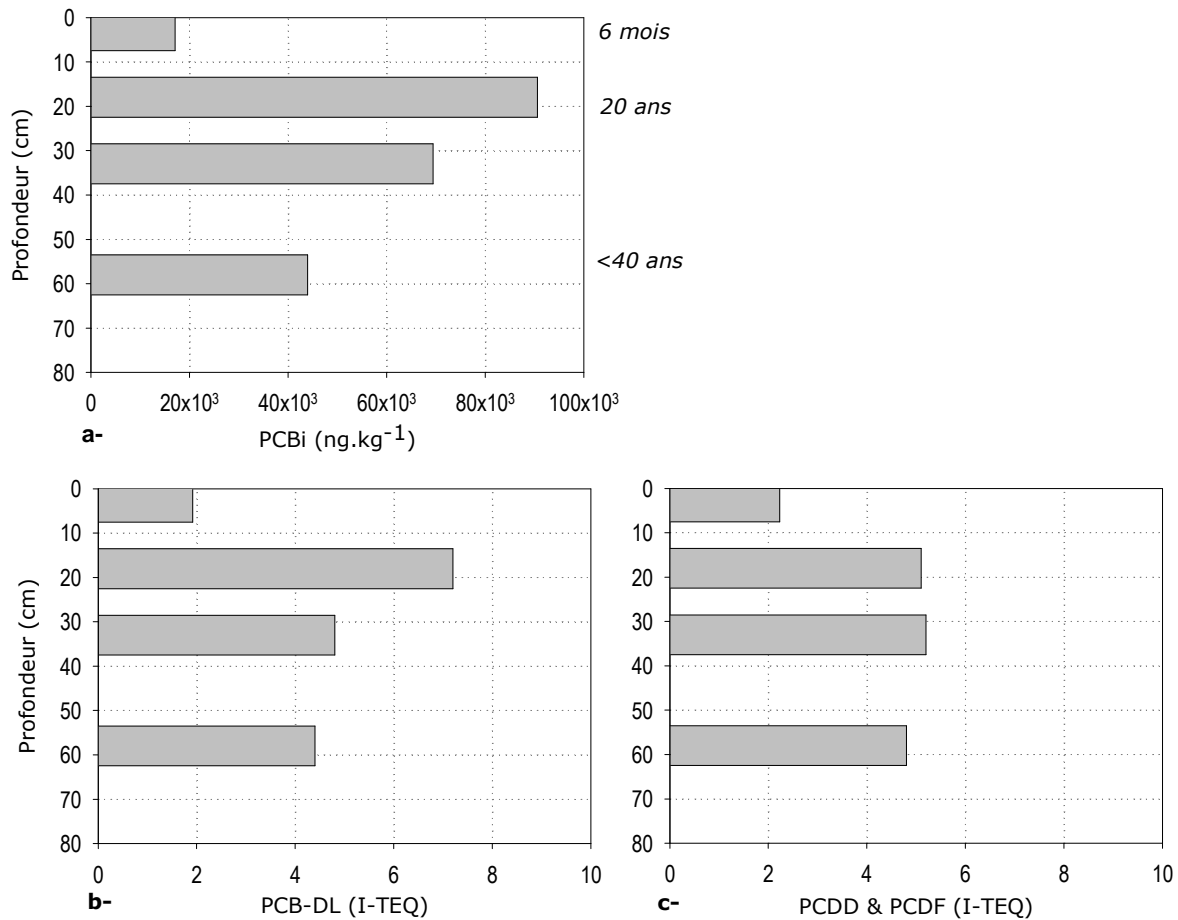


Figure 5 - Profil en profondeur des PCBi, PCB-DL, PCDD et PCDF à CJ2

Le pic de pollution apparent sur la Figure 5 correspond donc assez bien à la fin des années 1980 ; on peut également noter, sur la base de ce graphique, un effet certain des mesures prises à l'époque en termes de réduction des flux rejetés, puisque les concentrations en surface ont très fortement baissé. Cet effet semble cependant moins marqué pour les PCDD et PCDF.

Si l'on considère les sédiments en GL3 (Figure 6), sur une profondeur de 25 cm, ce qui correspond dans ce cas à des sédiments âgés de 0 à 50 ans, on vérifie une diminution modérée de la contamination en PCB-DL vers la surface. Les concentrations en PCDD et PCDF augmentent vers la surface (jusqu'à un I-TEQ maximum de 8 pg/g dans la couche supérieures, 0-10 cm). Là encore, on peut signaler une certaine imprécision sur l'âge des sédiments mesurés du fait que les 4 couches analysées sont relativement épaisses (0-10, 10-25, 25-40, 40-50 cm). On note en revanche que les sédiments des couches plus profondes (au delà de 40 cm soit de 85 ans) sont nettement moins contaminés que les sédiments de surface.

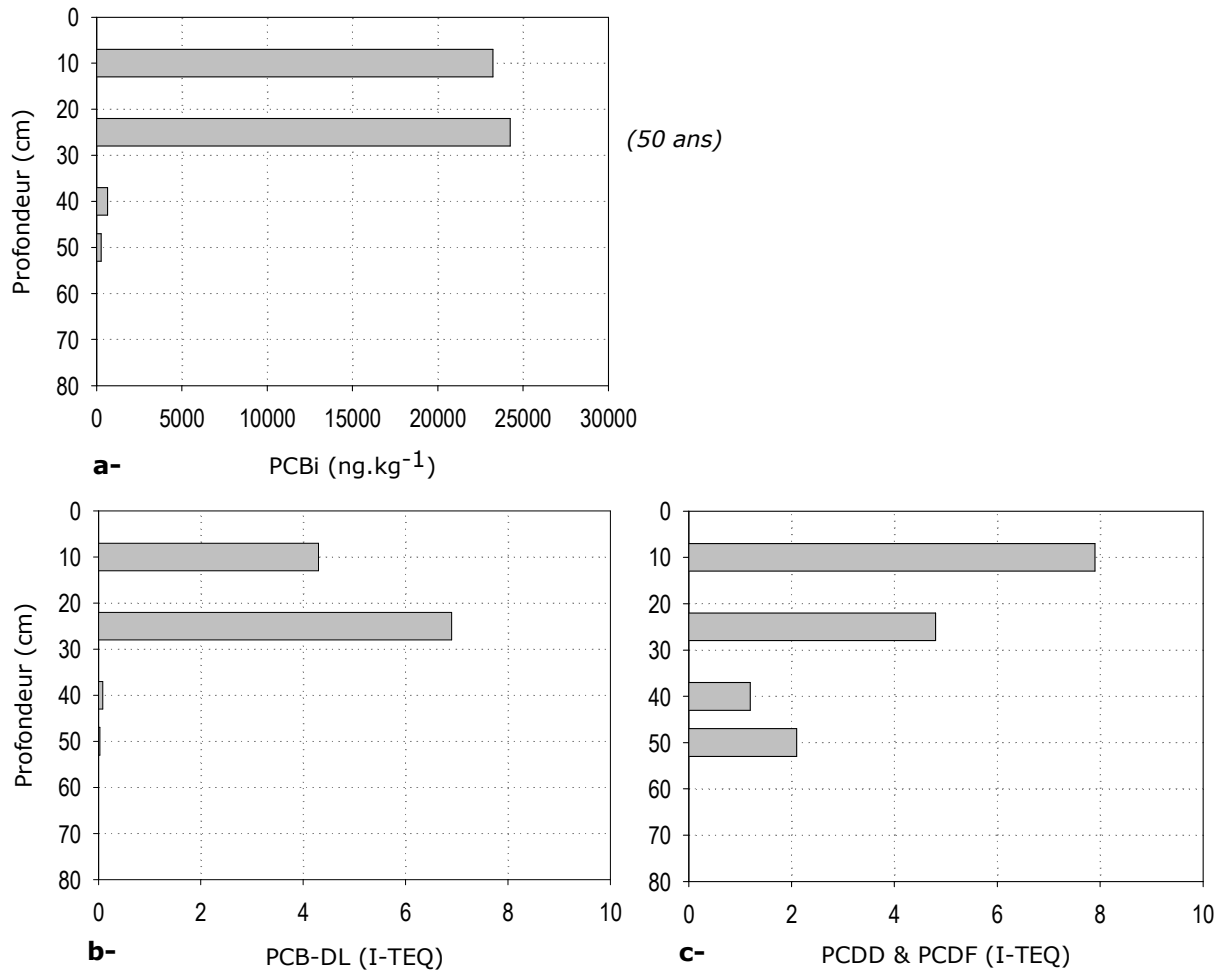


Figure 6 - Profils en profondeur des PCBi, PCB-DL et PCDD et PCDF en GL3

Les points GL4 à GL1 sont alignés dans le Grand Large, à partir de l'entrée du bassin proche de GL4 (Figure 2-b) ; on peut faire l'hypothèse que la succession des points CJ1-CJ2-GL4-GL3-GL2-GL1 représente peu ou prou un gradient de dépôt, surtout à partir de GL4 puisque les vitesses diminuent dans le plan d'eau. Bien que les carottes prises dans le Grand Large correspondent en partie à des sédiments décapés en surface lors du dernier curage, il peut donc être instructif de comparer les concentrations par profondeur selon ce gradient (Figure 7).

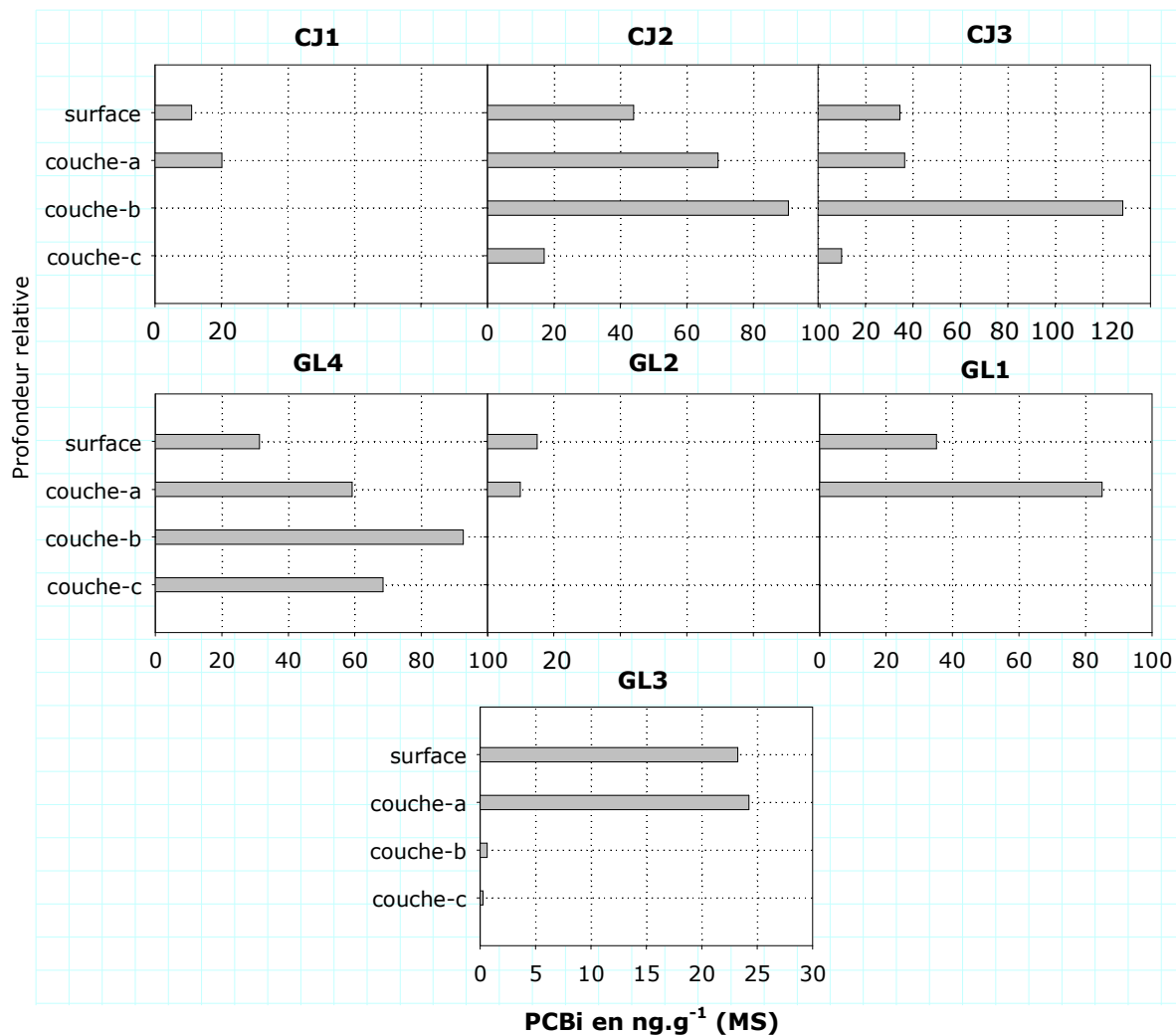


Figure 7 - Concentrations en PCB par couche selon un gradient potentiel de dépôt

Il s'agit d'une première indication, qui manque encore de précision dans la mesure où les dates de dépôt pour les différentes strates des carottes du Grand Large ne sont pas disponibles. Elle montre cependant que les PCB ne sont pas répartis de manière homogène dans le bassin, le point GL3 notamment étant très peu chargé. Comme le point GL1 est quant à lui affecté à un niveau comparable à GL4, il paraît plausible que l'eau charriant les particules contaminées suive préférentiellement un trajet dans le bassin ne passant pas par GL3.

Les basses concentrations à GL2, très proche de GL1 où les concentrations sont comparables à GL4, pourraient être dues au récent curage (2005 ?).

Des carottes supplémentaires situées sur le trajet préférentiel du flux dans le plan d'eau permettraient d'affiner ce premier diagnostic.

En prenant pour hypothèse une épaisseur moyenne de 40 cm de sédiment, une masse volumique moyenne proche de $550 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ (correspondant à un sédiment consolidé sur 1 à 10 ans)⁸, une superficie du Grand Large d'environ 144 ha ⁹, la masse de sédiments contenue dans le plan d'eau peut être estimée 311 000 tonnes, pour un volume de 578 000 m^3 . Compte tenu de la concentration moyenne en PCB_i dans les carottes, cela correspond à 11.5 kg de PCB_i.

⁸ <http://www.enseeiht.fr/hmf/travaux/CD0001/travaux/optsee/hym/13/vasi.htm>

⁹ source BD Carthage

4 DISCUSSION

4.1 Impact de la contamination des poissons

Le seul critère applicable pour apprécier l'impact de la contamination est fixé par la réglementation européenne [3, 7]. En regard de la valeur-limite de 8 pg.g^{-1} exprimée en TEQ pour l'ensemble des PCB-DL, PCDD et PCDF, aucun secteur de la présente étude n'est exempt de poissons dépassant cette valeur. Les fréquences apparentes de dépassement augmentent à partir de Saint-Sorlin, et atteignent 100% à l'aval immédiat du rejet de TREDI et dans Lyon. L'amplitude des dépassements est par contre variable (Figure 8 ; les moyennes sont calculées sur l'ensemble des échantillons de chaque site). L'appréciation de l'importance de ces dépassements, en termes de risque sanitaire, resterait à préciser. Comme suggéré par l'AFSSA [5], cette appréciation devrait notamment tenir compte de la consommation de poissons affectés, qui varie selon les groupes de population.

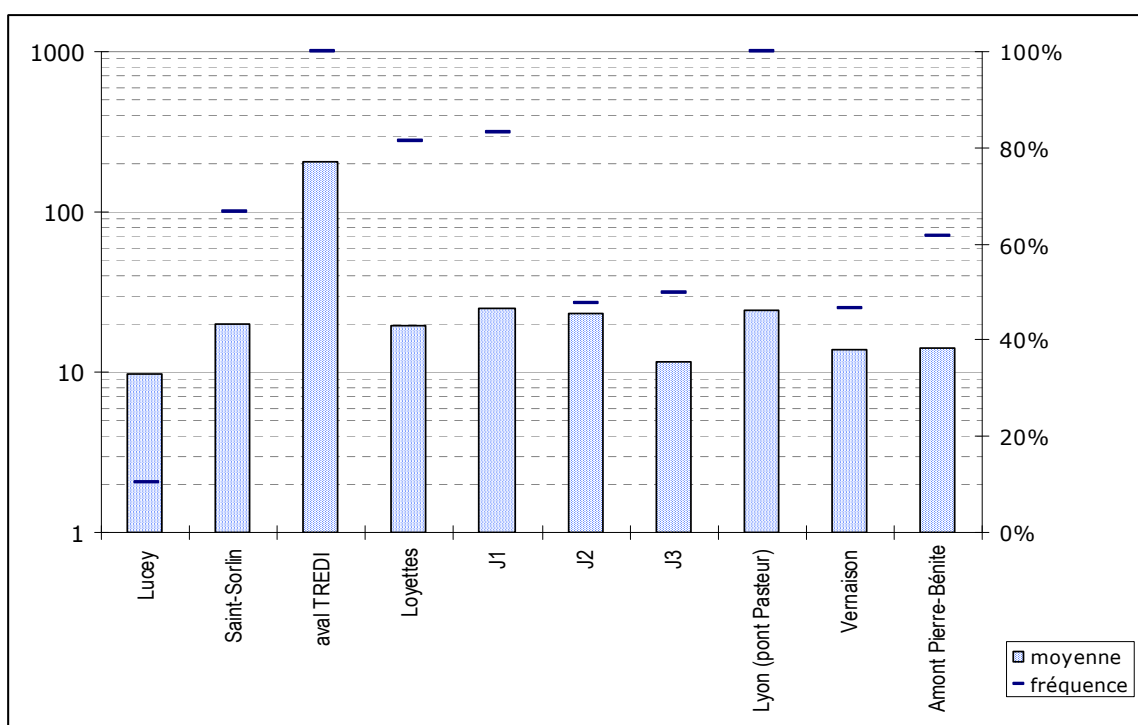


Figure 8 - Dépassement de la valeur-limite de 8 pg.g^{-1} (échelle logarithmique pour les moyennes des valeurs de TEQ).

On dispose donc, tronçon par tronçon, d'un diagnostic actuel quant à l'impact de la contamination sur plusieurs espèces de poissons par rapport aux valeurs-limites de comestibilité établies au niveau européen [3, 7]. Si les teneurs moyennes sur l'ensemble des zones, tant en PCB_i qu'en termes d'équivalent-toxique (TEQ), paraissent plus élevées chez le barbeau, la carpe, la brème et le hotu que chez les autres espèces analysées, les différences ne sont pas significatives, en raison de la variabilité des concentrations. Ce constat n'est pas surprenant, dans la mesure où l'on a concentré l'effort de capture et d'analyse sur des espèces carnassières ou vivant au contact des sédiments de fond.

4.2 Etendue de la contamination des poissons

Cette question de l'extension de la contamination se décompose en plusieurs sous-questions :

- nature des composés accumulés (PCBi, PCB-DL, PCDD-PCDF)
- extension spatiale
- effet du temps (âge ou poids des poissons)
- origine de la contamination, mode de contamination

4.2.1 Nature des composés accumulés

Les concentrations de PCBi et de PCB-DL sont fortement corrélées chez l'ensemble des poissons analysés pour lesquels ces deux variables sont disponibles ($r= 0.92$, $p<0.05$, $n=106$ compte tenu des valeurs manquantes ; étang de Miribel (Eaux Bleues) non pris en compte). On observe également une assez bonne relation entre les concentrations de PCBi et du pool PCDD-PCDF ($r=0.66$, $p<0.05$). Ces deux constats sont tout à fait cohérents avec les observations rapportées dans différentes rivières de pays industrialisés, qui font état de contributions stables aussi bien des congénères individuels que du pool des PCB-DL aux PCB totaux [8]. La discussion peut donc sans inconvénient être centrée sur les PCBi.

4.2.2 Extension spatiale : comparaison des sites

Une ANOVA de Kruskal-Wallis sur l'ensemble des sites et des espèces montre une contamination par les PCB indicateurs (PCBi) peu différenciée sur l'ensemble des sites, à l'exception du site à l'aval du rejet de TREDI (test de la médiane, $p=0.0001$). Si l'on refait la même analyse en excluant le site aval de TREDI, il n'apparaît toujours aucune différence entre les sites disposés en continuité amont-aval. Autrement dit, il y a une contamination diffuse des poissons sur l'ensemble du secteur, et la variabilité des concentrations au sein d'une même espèce ou entre les sites est telle qu'il n'apparaît aucune différence statistique, ni entre sites, ni entre espèces. La seule exception concerne le secteur des « Eaux Bleues » (Figure 9) ; son fonctionnement hydraulique ne permet pas le dépôt de sédiments contaminés, tandis que les poissons ne peuvent y remonter depuis le Rhône [9].

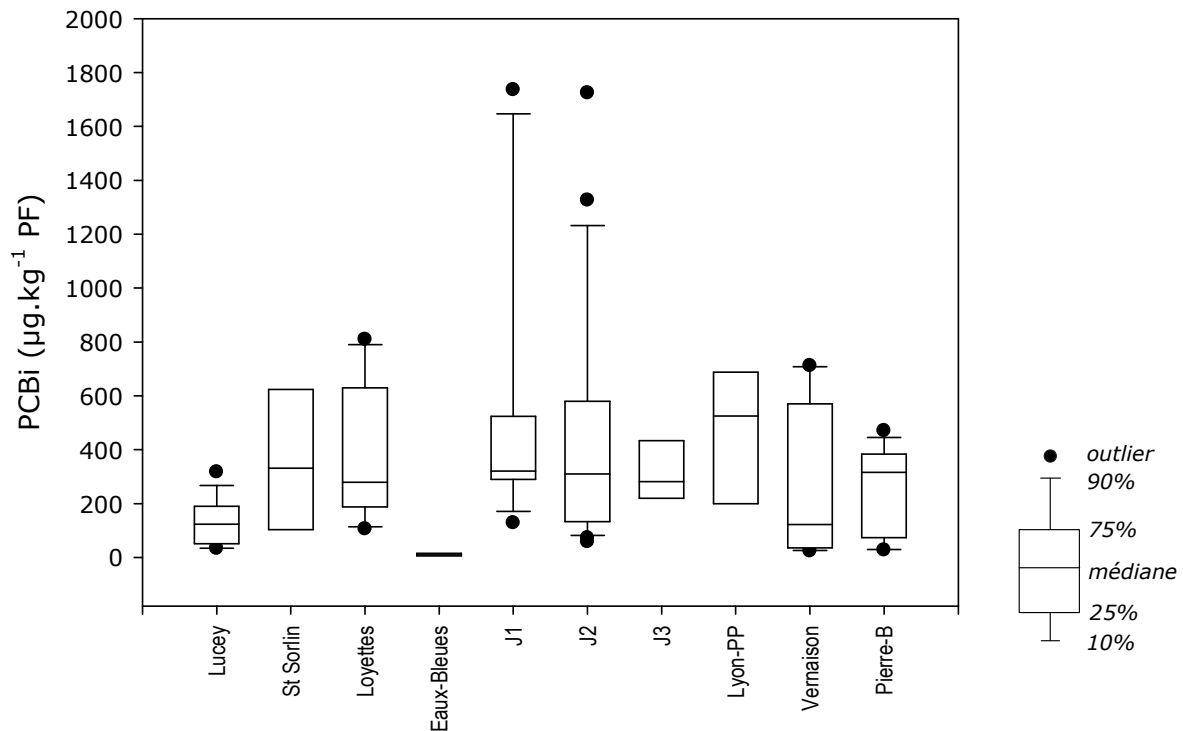


Figure 9 – Distribution des concentrations de PCB_i sur l'ensemble des sites et des espèces (sauf aval immédiat TREDI)

La même analyse restreinte au barbeau, espèce présente de l'amont du rejet à la partie aval du canal de Jonage, montre également que les 4 individus pêchés à l'aval du rejet sont nettement plus contaminés que ceux de l'amont et de l'aval de ce site (Figure 10). Les autres sites ne sont pas statistiquement distincts entre eux. Par ailleurs, il n'y a pas chez les barbeaux étudiés ici de corrélation entre le poids et le niveau de PCB_i, ni sur l'ensemble des sites de Lucey à J3, ni en restreignant cette analyse aux sites de Saint-Sorlin et aval TREDI.

L'accumulation des PCB dans les poissons à l'aval immédiat de TREDI peut être accentuée par la configuration du fleuve aux abords du rejet. Un point de déversement en berge, plus la présence d'îles, de bancs de gravier, empêcherait un mélange rapide du flux rejeté aux eaux du Rhône. Par conséquent, les niveaux d'exposition resteraient plus élevés dans une zone par ailleurs attractive pour les poissons que si le mélange se faisait rapidement.

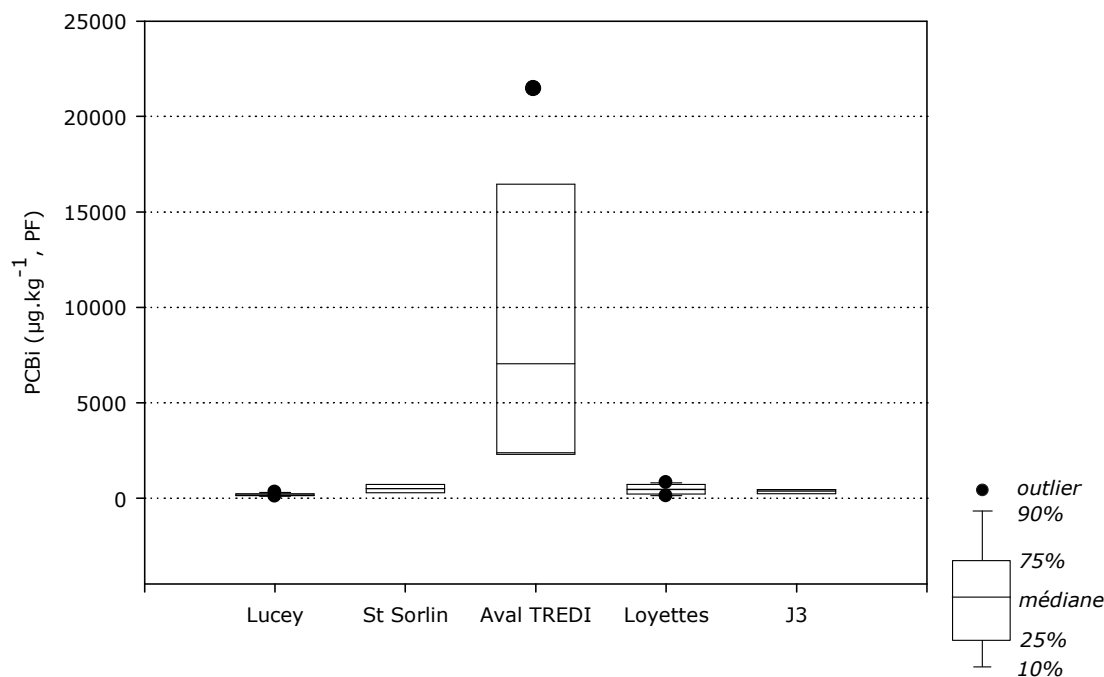


Figure 10 – Distribution des concentrations de PCBi chez le barbeau

La variabilité des concentrations (Tableau 10) explique que l'on ne puisse distinguer statistiquement l'amont et l'aval du rejet. En revanche, cette variabilité elle-même suggère que certains barbeaux pêchés à l'amont du rejet peuvent avoir été exposés au rejet, à un moment donné.

Sites	Moyenne	EC	Effectif
Lucey	170	811	13
St Sorlin	500	1463	4
aval TREDI	7045	1463	4
Loyettes	458	844	12
J3	366	1689	3

Tableau 10 – Résumé des concentrations de PCBi ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ PF) chez le barbeau

4.2.3 Contamination des poissons en fonction de l'âge ou du poids

La distribution des concentrations des PCBi dans les poissons suggère également que les niveaux observés ne sont pas dus uniquement au rejet actuel, mais aussi à une exposition par voie trophique aux PCB contenus dans les sédiments. Cette voie d'exposition pourrait être prédominante dans les secteurs aval du rejet : barrage de Jons (J1), canal de Jonage, Rhône à l'aval de la confluence.

Dans cette hypothèse, on s'attend à ce que le niveau de contamination des poissons, notamment les espèces benthivores, soit corrélé à leur âge, ou à leur poids. Si cette relation pouvait être établie, elle serait très utile au calage de mesures correctives éventuelles. Pour l'instant cette relation n'est cependant pas certaine, malgré l'absence de différences entre les sites du point de vue de la contamination des poissons.

En effet, les effectifs pêchés dans chaque secteur sont actuellement insuffisants pour étudier l'effet de l'âge des poissons sur les niveaux de contamination. Les poids (en principe relativement bien corrélés avec l'âge) ne sont probablement pas non plus assez variés. Le cas de la brème est assez illustratif de cette difficulté : sur la Figure 11 sont représentés d'une part les individus pêchés en septembre 2005 dans le canal de Jonage (lots J1 et J2), d'autre part ceux pêchés au niveau du pont Pasteur dans Lyon et à l'amont du barrage de Pierre-Bénite.

Les deux individus les plus contaminés sont deux individus de J1, âgés d'une quinzaine d'années au moins ; la communication entre les lots J1 et J2 est au moins réduite à cause du barrage de Jonage [9]. La recherche d'une relation poids-taille, légitime si l'on prend l'hypothèse d'une contamination diffuse et relativement homogène, n'est pas possible ici en l'absence de brèmes de poids intermédiaire.

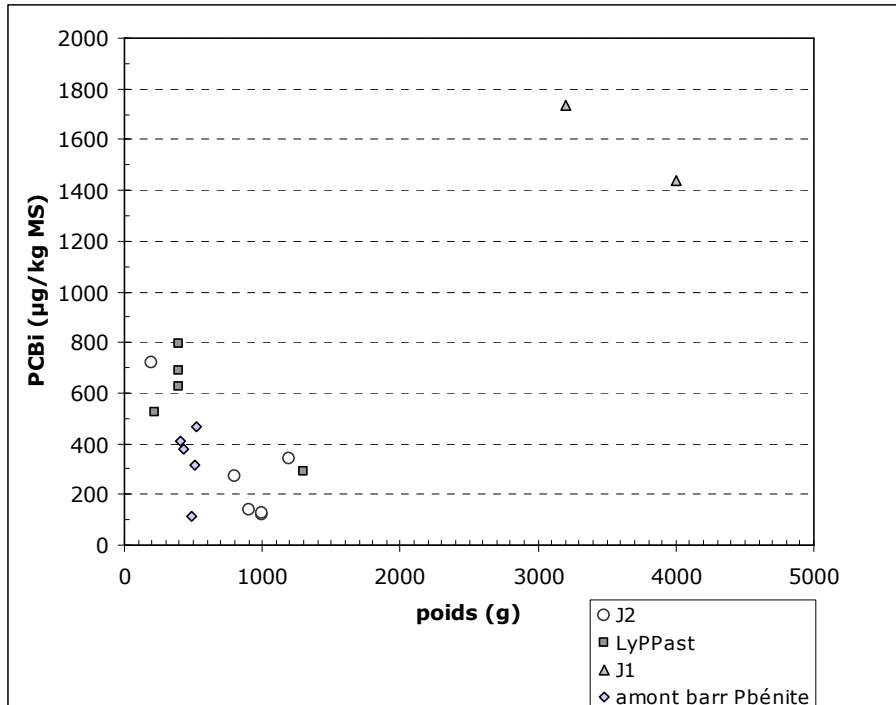


Figure 11- Relation entre poids et contamination chez la brème

L'âge d'un certain nombre de ces brèmes a pu être déterminé au Cemagref, par comptage des cernes sur les écailles. Les brèmes examinées ont entre 2 et 9 ans, la plupart entre 4 et 6 (Tableau 11) ; à âge égal, les brèmes capturées à l'aval de Lyon (Pierre-Bénite) sont significativement plus petites que celles de l'amont (test de Kolmogorov-Smirnov, $p < 0.05$). En revanche, la relation âge - contamination est significative ($r = 0.70$, $p < 0.05$, $N = 14$), malgré la présence d'un individu jeune et déjà contaminé en J2 (2 ans, $718 \mu\text{g.kg}^{-1}$ PCBi). Cette relation mériterait d'être consolidée, en augmentant les effectifs et en complétant avec des individus de moins de 4 ans, et de 7-8 ans qui font actuellement défaut.

Site	Poids (g)	Age (ans)	PCBi ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)
J2	1000	4	118
	900	5	140
	1000	6	124
	800	5	274
	1200	4	340
	200	2	718
J1	4000	9	1438
	3200	9	1736
amont pont Pasteur	220		525
	400		687
	400		627
	1300	4	292
	400		797
amont barr PBénite	490	4	116
	405	5	407
	523	5	470
	428	6	376
	515	6	316

Tableau 11 – Contamination des brèmes en fonction de l'âge et du poids

En dehors de la brème, on dispose également d'une série relativement étendue sur le hotu, grâce aux campagnes successives menées par le SN-RS entre 1988 et 1999 [10]. Dans les sites exposés, le niveau de contamination augmente en général avec l'âge, mais cette augmentation est très variable, certains poissons âgés des sites aval n'étant pas plus contaminés que ceux de Pont de Lucey. Seul le lot pêché à Miribel en 1991 permet d'établir une relation entre l'âge et le niveau en PCB ; dans ce cas, l'âge n'explique cependant que 60% environ de la contamination [11].

4.2.4 Voies d'exposition

Les deux voies potentielles d'exposition des poissons aux contaminants sont la voie respiratoire et la nourriture (voie trophique). La première concerne essentiellement des polluants dissous. Cette voie n'est pas totalement à exclure en ce qui concerne les PCB, dans la mesure où les événements de remise en suspension des particules fines de sédiment à l'occasion des crues s'accompagnent d'une dissolution d'une partie des PCB [12]. Le pool dissous semble, au moins dans un contexte expérimental, relativement lent à disparaître au profit des formes adsorbées. La deuxième voie concerne les formes adsorbées des polluants, soit une gamme large de sources de nourriture, matières en suspension (MES), sédiments, ainsi que les invertébrés (en particulier benthiques), ou d'autres poissons. Dans le cas des PCB, c'est cette deuxième voie qui est généralement considérée comme prédominante (cf. notamment [13-16]). On constate aussi que les congénères plus lourds sont bio-amplifiés le long de la chaîne alimentaire [17-19]. Dans cette perspective, la chair des poissons prédateurs situés en bout de chaîne alimentaire présentent des concentrations plus élevées que celle des poissons situés plus bas dans la chaîne.

Le barbeau (BAF) est principalement benthivore, se nourrissant principalement de petits crustacés, larves d'insectes et mollusques¹⁰. Il migre vers l'amont en période de frai. La brème (BRE) se nourrit de larves d'insectes, en particulier chironomes, de petits crustacés, et des plantes. Les individus plus âgés peuvent également consommer des petits poissons¹⁰. Ces modes alimentaires semblent cohérents avec les observations rapportées dans cette étude.

¹⁰ <http://www.fishbase.org/>

En revanche, contrairement à ce qu'on aurait pu attendre, les carnivores - sandre, brochet et silure - sont significativement moins contaminés que les omni- et benthivores - hotu, chevaine, carpe et brème - (test de Kolmogorov-Smirnov, $p < 0.01$).

Ce constat peut s'expliquer en partie par les caractéristiques des poissons capturés, qui sont en général, pour les omnivores et benthivores, des poissons âgés peu susceptibles d'être mangés par des carnivores de poids comparable. Cela dit, ce constat renforce l'hypothèse d'une origine des PCBi des poissons majoritairement liée au sédiment ou aux MES.

De même, à part les silures et un brochet de 3.1 kg en J2, les poissons carnassiers ne montrent pas de dépassement de la valeur de 8 $\mu\text{g.g}^{-1}$ pour les PCB-DL, sur aucun des sites où l'on a pu en capturer : J1, J2, J3, M1 et M2 sur le canal de Miribel, et l'ensemble des points sur le Rhône à l'aval de la confluence jusqu'à Vernaison.

4.3 Sources de contamination des sédiments

Le profil de contamination des sédiments (3.2.1 ci-dessus, Figure 3) confirme l'impact du rejet de TREDI SA. Il serait intéressant de vérifier si le niveau de PCBi mesuré à Lucey, en amont du rejet, représente le « bruit de fonds¹¹ » ou si d'autres sources peuvent être suspectées en amont.

Une deuxième source (ou plusieurs sources) paraît très probable dans le bassin de la Bourbre, eu égard aux observations faites au point de prélèvement RA9, à l'aval de ce bassin.

Les zones de dépôt du canal de Jonage fonctionnent apparemment comme des sources secondaires vis-à-vis des points aval, comme en témoigne la contamination des points RL4 et RL5. Il faudrait donc prolonger les investigations vers l'aval, en ciblant de préférence les zones de dépôt de sédiments fins.

Le vecteur du transport vers l'aval des PCB est constitué très certainement par les MES. En période de crue, des particules fines sont érodées des sédiments du fond, et ces MES vont séjourner un certain temps dans la colonne d'eau, et se déposer progressivement plus en aval. Ce processus s'accompagne d'une désorption d'une partie des PCB adsorbés sur les particules, et donc d'une présence de PCB en phase dissoute, jusqu'à quelques heures¹² [12]. Ces auteurs notent également que les particules érodées et re-déposées sont plus riches en PCB que la matrice initiale.

Toutes les branches du réseau hydrographiques (sauf globalement les étangs de Miribel, compte tenu des sens d'écoulement) vont par conséquent être affectées par ce transport, même si elles ne sont pas l'objet de dépôts durables. Il serait par conséquent souhaitable de préciser les flux respectifs de MES dans les principales branches du réseau (notamment Miribel et Jonage), en fonction des débits.

4.4 Comparaison aux teneurs historiques

4.4.1 Poissons : des concentrations en augmentation ?

Les premiers résultats publiés sur le bassin du Rhône remontent à 1972 : en aval de Genève, les taux de PCB atteignaient 10 $\mu\text{g.g}^{-1}$ dans la chair de truites (Schweiser et Tarradellas, 1980, cités par [20]). Entre 1975 et 1978, une étude de la contamination par les PCB a été réalisée dans le Furans (Bas-Bugey), rivière affluent du Rhône de très bonne qualité hydrobiologique et peu polluée sur un plan général ; les taux moyens de PCB totaux dans les lipides des muscles étaient de 0.3 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez les poissons algivores (Hotu), de 1 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez les poissons prédateurs d'invertébrés (Truite, Ombre, Chabot,

¹¹ compte tenu des usages nombreux et diffus des PCB dans le passé, et du transport atmosphérique, ils sont présents partout dans l'environnement. Cette contamination « moyenne » non reliée à une source identifiée peut être qualifiée de « bruit de fond »

¹² en tous cas dans les dispositifs expérimentaux où l'on a essayé de reproduire ce processus

Lotte jeune) ; entre 1,5 et 2.5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez les poissons à régime mixte (Chevaine, Barbeau), de 2 à 5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ chez les espèces prédatrices lotte et brochet [21].

En 1986, une équipe de l'INRA- ENV Lyon a capturé 3 espèces (hotu, gardon et ombre) sur 3 sites, répartis entre la rivière d'Ain (Pont d'Ain) et le Rhône (Pont de Lucey et Miribel) [22]. La localisation de ces points permet d'encadrer le rejet de TREDI SA. Les PCBs ont été analysés dans des échantillons de muscles poolés, seules les concentrations totales sont rapportées et reprises dans le Tableau 12.

		<i>Hotu</i>	<i>Gardon</i>	<i>Ombre</i>
Poids moyen (g)		771	207	357
Age (an)		7-8	4-5	3-4
Pont d'Ain	Ain	900		660
Pont de Lucey	Rhône	530	1620	
Miribel	Rhône	4550	5320	6000

Tableau 12 - PCBs totaux (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais) en 1986 dans des poissons du secteur d'intérêt [22]

Si les concentrations étaient notablement plus élevées à l'aval du rejet, dans le secteur de Miribel, elles n'étaient pas complètement anodines à Pont de Lucey, notamment pour le gardon. Cela dit, l'âge des gardons analysés peut expliquer ces concentrations.

De son côté, le Service de la Navigation (SNRS) a fait procéder à des campagnes de pêches et des analyses de PCB dans la chair des poissons sur le Haut-Rhône de 1988 à 1999. Le secteur de pêche s'étendait de Pont de Lucey, point amont commun aux campagnes 1988, 1989 et 1999, et au canal de Miribel jusqu'à Crépieux. 22 espèces différentes ont fait l'objet d'analyses [10].

Les résultats sont rapportés par rapport au poids sec ou aux lipides ; le pourcentage d'eau n'est indiqué que pour une campagne et sous forme d'une fourchette (74-80%), et les taux de lipides ne sont pas rapportés. D'autre part, l'approche suivie a varié au cours du temps ; jusqu'à 1991, la quantification a été faite pour 3 congénères de PCB (101, 138 et 180), et en 1999 pour les 7 PCB indicateurs. Les congénères 101, 138 et 180, qui sont plus fortement chlorés et plus persistants dans les écosystèmes, représentent dans les analyses de 1999 de 48 à 56% (moyenne 51.5 %) de la somme des 7 PCB indicateurs.

Sur le site de Grand Camp (1989), les espèces piscivores (brochet, sandre) sont en moyenne plus contaminées que les cyprinidés¹³, mais le hotu l'est (en moyenne également) encore plus ; cependant les individus de cette dernière espèce sont dans l'ensemble plus âgés, et ont donc été exposés plus longtemps. On retrouve des caractéristiques similaires sur le canal de Miribel en 1988 et 1991, où les espèces les plus contaminées sont le hotu et le brochet [10].

En 1999, les investigations ont été centrées sur les sites de Jons, à l'aval de la séparation du fleuve en 2 bras, et Pont de Lucey. Les barbeaux capturés à Jons présentent une contamination notable, les autres espèces étant peu touchées, à part un spirilin. Les teneurs relevées à Pont de Lucey sont faibles pour toutes les espèces ; cependant, la comparaison entre les deux sites est difficile, les espèces communes aux deux n'ayant pas les mêmes poids. D'autre part, à Jons la concentration moyenne pour l'ensemble des cyprinidés est supérieure à celle des carnassiers [10].

Ces résultats ne peuvent pas être interprétés en tendance, l'âge des poissons pêchés selon les campagnes n'est pas homogène et les relations poids (ou âge) et contamination n'étant pas établies. La variabilité est trop forte entre les sites et à l'intérieur d'un même site.

¹³ « poissons blancs », dans les bordereaux d'analyse

Cette série de données ne peut être directement comparée aux analyses réalisées en 2005 et 2006 : il n'y a pas semble-t-il suffisamment d'espèces et d'individus en commun entre les séries de données, et à part en 1999 (site de Jons) seuls trois congénères (118, 138 et 180) ont été mesurés ; enfin, les résultats sont exprimés en poids sec, et la proportion d'eau est indiquée comme variant entre 74 et 80%. En prenant l'hypothèse pessimiste, soit 74%, on peut cependant calculer les concentrations en PCB indicateurs pour le site de Jons en 1999 ; ces résultats figurent au Tableau 13.

<i>Espèce</i>	<i>Estimation mini</i>	<i>Estimation maxi</i>	<i>Nombre</i>
Barbeau	17.38	67.79	4
Blageon	-	10.80	1
Chevaine	2.85	5.03	5
Perche	3.57	8.74	5
Spirilin	13.70	39.72	2
Truite Fario	-	26.13	1

Tableau 13 - Estimation des teneurs en PCB totaux ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais) dans la chair des poissons à Jons en 1999

Sur cette base de comparaison imparfaite sinon incertaine, il apparaît que les poissons examinés dans les trois lots du canal de Jonage (J1 à J3) durant l'automne 2005, eux-mêmes peu différents des autres sites examinés en 2006, à l'exception de l'aval du rejet, présentent une gamme de concentrations plus étendue que ceux de Jons 6 ans plus tôt. En comptant que la moyenne de la contamination se situe à l'intérieur de la fourchette des estimations en 1999, il semble plausible que le barbeau, voire la perche, présentent des niveaux de PCB_i plus élevés qu'il y a 6 ans (Tableau 14). *A contrario*, les âges respectifs des barbeaux sont différents dans les deux groupes, alors que les poids sont similaires : les barbeaux pêchés en 2005 ont 5-6 ans, ceux de 1999, 3 ans. On peut donc compléter l'hypothèse précédente - *les concentrations chez le barbeau voire d'autres espèces sont plus élevées en 2005 qu'en 1999* - par une hypothèse complémentaire - *l'exposition des barbeaux n'a pas fondamentalement changé entre 1999 et 2005* -.

<i>Espèce</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Maximum</i>	<i>Nombre</i>
Barbeau	330.4	438.0	5
Brème	611.0	1736.0	8
Brochet	186.4	304.0	5
Carpe	723.6	1724.0	5
Hotu	332.0	332.0	1
Perche	250.0	306.0	2
Sandre	65.0	72.0	2
Silure	467.3	1326.0	11

Tableau 14 - PCB indicateurs ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ poids frais) mesurés en 2005 dans les poissons de Jonage (moyenne des lots par espèce)

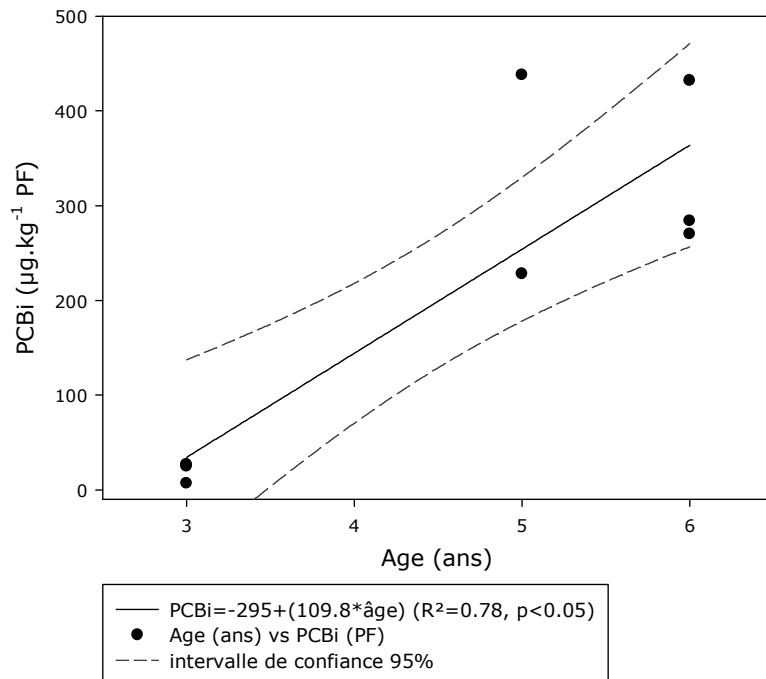


Figure 12 - Relation âge - contamination chez le barbeau

Il s'agit là d'hypothèses, invérifiables en l'état des données antérieures à 2005. Il reste un certain nombre d'incertitudes, interdisant de trancher entre une tendance à la hausse des expositions, et un maintien de cette exposition à un niveau relativement constant : méthode de mesure des PCB différente en 1999 et 2005, faible effectif de poissons dans les deux séries, manque de points intermédiaires (barbeaux de 3 et surtout 4 ans par exemple).

Néanmoins, l'hypothèse d'une exposition accrue est-elle plausible, ou, posant la question différemment, peut-on par ailleurs esquisser des pistes permettant d'expliquer une hausse des concentrations chez les poissons ?

Par exemple, l'évolution des modes de gestion du débit, combinée à l'évolution de leur régime, est-il un facteur explicatif potentiel ? Les variations rapides de débit apparues depuis 2004, pourraient avoir pour effet d'éroder plus qu'auparavant les dépôts de sédiment, en tous cas à l'amont du barrage de Jons. Les particules remises en suspension et chargées en PCB iraient ensuite se déposer vers l'aval, notamment dans les zones utilisées par le barbeau pour se nourrir. Cette hypothèse ne vaut pas nécessairement pour d'autres espèces comme la brème, qui séjourne dans des zones plus calmes, où les sédiments contaminés se sont déposés sans discontinuer depuis le début de l'émission de PCB dans le fleuve.

Par ailleurs, la répétition d'années chaudes, qui induit une période d'activité métabolique annuelle plus longue et possiblement plus intense chez les poissons, pourrait-elle avoir pour effet l'augmentation possible des concentrations de PCB, chez le barbeau et d'autres espèces ? L'allongement de la période durant laquelle les poissons sont enclins à se nourrir augmenterait la quantité de nourriture ingérée annuellement, donc l'accumulation de PCB.

4.4.2 Sédiments : des concentrations en baisse dans les couches superficielles

Comme le montrent les analyses des carottes (cf. § 3.2.2), les couches superficielles, témoignant d'un dépôt de matières en suspension de quelques mois dans les zones à faible vitesse, sont nettement moins contaminées que les couches profondes.

On peut donc conclure que la masse de PCB apportée au système a fortement diminué depuis les années 1980.

5 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

5.1 Essai de synthèse

L'enjeu de cet exercice est de situer les informations disponibles dans une « structure », un fonctionnement physique – hydrologique et sédimentaire – autant qu'écologique. A côté d'une difficulté somme toute classique à mettre en jeu des données en quantité et qualité suffisantes, on se trouve aussi confronté à l'évolutivité de la structure des régimes hydrologiques, sédimentaires et thermique. Les données résumées et discutées ci-dessus conduisent ainsi à formuler plusieurs hypothèses sur le processus de contamination des compartiments environnementaux, en particulier les poissons.

1. La contamination provient de plusieurs sources, d'ampleur variable : amont Sault Brenaz (inconnue), Bourbre (sites contaminés historiques), TREDI ; d'autres sources sont également possibles : STEP, rejets pluviaux, rejets « sauvages ».
2. Les processus de contamination ne sont qu'imparfaitement connus, au moins en termes quantitatifs ; quel rôle jouent notamment les apports atmosphériques, dans le flux total de PCB dans le Rhône ? La littérature mentionne aussi bien des transferts à courte distance – par exemple [23] - qu'à longue distance – par exemple [24] -. Interrogation concernant aussi le ruissellement dans le bassin de la Bourbre, où il existe au moins deux sites dont les sols sont ou ont été contaminés par les PCB.
3. Les caractéristiques physico-chimiques des PCB ont pour conséquence une adsorption rapide sur les particules présentes (matières en suspension en premier lieu, puis sédiment après dépôt des MES). En toute rigueur, en l'absence de quantité suffisante de MES les PCB pourraient aussi se trouver en phase aqueuse [25]. Quelles sont les concentrations en MES dans le secteur concerné, comment varient-elles, et comment varient les concentrations en PCB qu'elles transportent ? Les variations de débit, naturelles (crues, notamment dans le canal de Miribel) ou non (chasses dans le canal de Jonage ? vidanges des barrages amont ?) contrôlent en grande partie le transport des PCB vers l'aval et leur re-distribution.
4. On va donc retrouver des sédiments contaminés principalement dans les zones de vitesse faible. Pour autant que ces secteurs ne soient pas trop soumis à érosion, ce qui semble être le cas de la partie amont du canal de Jonage, et très probablement du Grand Large, les couches moyennes et profondes vont être sujettes au processus de diagenèse, se traduisant par une élimination partielle de l'eau interstitielle et une compaction du matériau. Ces couches seront beaucoup moins susceptibles de transport vers l'aval, sauf en cas d'intervention telle que dragage.
5. A contrario, la couche superficielle reste mobile, et expliquera pour une large part la propagation de la contamination dans le réseau hydrographique, via les MES.
6. Dans les secteurs de vitesse de courant moyenne à rapide, où les sédiments ne s'accumulent pas, la contamination des poissons pourrait se faire par les MES. Le biofilm pourrait aussi intervenir comme compartiment intermédiaire d'accumulation [26], et ressource trophique pour certaines espèces. Les poissons carnassiers se contamineront également par voie trophique si leurs proies le sont, ce qui ne semble pas trop le cas actuellement.
7. Dans les secteurs à vitesse plus lente, les poissons benthiques pourront se contaminer directement à partir du sédiment ; le rôle des macrophytes, qui peuvent aussi accumuler des PCB à partir des sédiments [27, 28], ou constituer un support pour des MES contaminées, serait éventuellement à préciser, s'il y en a dans ces secteurs. Les invertébrés benthiques joueront certainement un rôle dans l'accumulation des PCB.

Ces hypothèses sont résumées Figure 13.

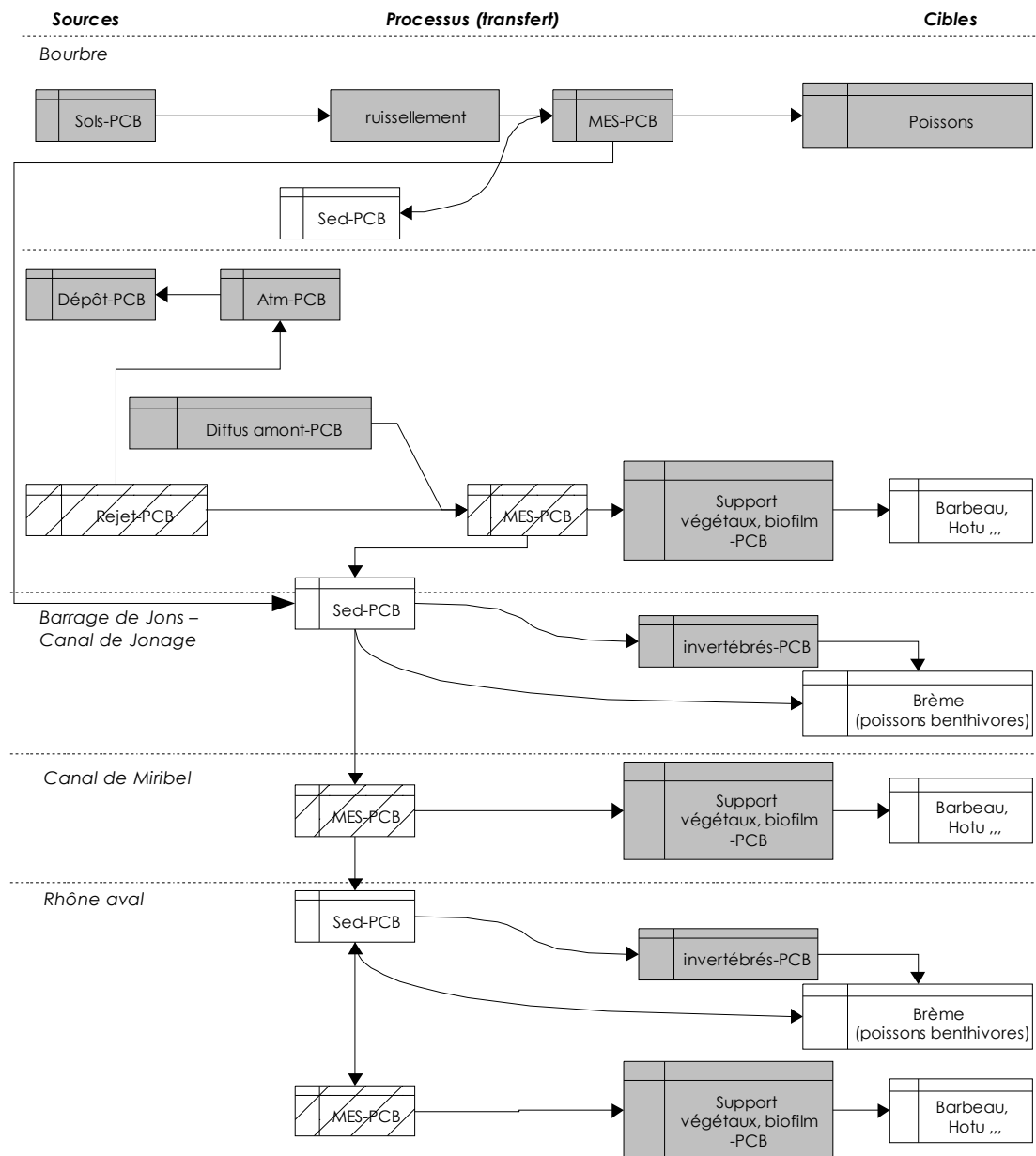


Figure 13 - Représentation schématique des processus de contamination

En grisé : pas de données disponibles ; hachures : des données disponibles, non exploitées ou incomplètes

Les analyses des carottes de sédiment, qui sont à consolider, montrent une forte diminution des teneurs dans les sédiments depuis 20 ans. A contrario, les concentrations dans différentes espèces de poissons ne diminuent pas, voire pourraient augmenter. Quoi qu'il en soit, la contamination des poissons est supérieure aux limites réglementaires en vigueur, même à l'amont ; **quel serait alors le niveau acceptable, dans les MES ou les sédiments superficiels, pour respecter cette valeur-limite ?**

Déterminer un niveau de concentration dans les sédiments compatible avec la consommation des poissons permettrait de déterminer la conduite à tenir vis à vis des sources d'apport de PCB au milieu, dans les différentes parties du bassin (Bourbre et Rhône), notamment l'industriel en activité concerné. Pour ce dernier, la concentration maximale dans le rejet compatible avec un niveau dans les sédiments et/ou les MES sans risque pour les poissons devrait s'appliquer à une zone limitée l'aval immédiat du point de rejet, puisque d'autres sources influencent la qualité des sédiments au-delà du confluent avec la Bourbre.

Par ailleurs, une valeur unique de concentration limite dans le rejet n'est pas nécessairement la plus adaptée au fonctionnement du système récepteur.

5.2 Recommandations

La démarche à construire pour aborder les questions énumérées ci-dessus devrait passer par différentes étapes, impliquant des modélisations :

- Des écoulements
- Du transport des sédiments
- De la distribution des PCB dans les compartiments abiotiques
- De l'accumulation des PCB dans les chaînes trophiques

Ces modélisations devraient permettre par la suite d'envisager et de tester des scénarios d'intervention : normes de rejet, isolement de dépôts de sédiments, gestion hydraulique ...

Si une partie des données nécessaires à cette démarche sont actuellement disponibles, il en manque d'autres critiques, incluant les données nécessaires à la validation des prédictions faites par modélisation :

- Connaissance de la morphologie et des substrats (pour certains tronçons, la morphologie est déjà décrite).
- Rôle des évolutions morphologiques (par exemple, incision dans le canal de Miribel [29])
- Emissions et transport atmosphérique de PCB
- Distribution spatiale de la contamination des sédiments, et variabilité saisonnière
- Contamination des invertébrés benthiques
- Connaissance de la géomorphologie et des substrats ; zones de dépôts fins (et leur épaisseur) ; événements mobilisateurs : aide possible de la CNR ?
- Connaissances des flux de MES ; notamment, si des chasses triennales combinées (suisse + retenues françaises amont) étaient programmées, il serait indispensable de suivre les concentrations de MES et de PCB dans les MES sur toute la période de chasse,
- et de leurs concentrations en PCB.
- Flux sortants (atmosphériques, aqueux permanents / temps de pluie) à TREDI.
- Teneurs en PCB des poissons de la Bourbre ;
- Séries de données poissons plus complètes sur certaines espèces, à savoir le barbeau et la brème, dans le secteur environnant le rejet et le canal de Jonage
- Contamination des sédiments : plus de points dans les secteurs « cibles » ; variations saisonnières.

Remerciements : Myriam MURIS (SNRS), Cyril BOURG (DIREN Rhône-Alpes), Valérie CHEVRIE (Direction des Services Vétérinaires du Rhône), Philippe BONTE (CNRS-CEA, Gif sur Yvette), Jeanne GARRIC, Marie VIEILLE-BLANCHARD, Hervé CAPRA, Patrice NOURY, Hervé PELLA, Yves SOUCHON (Cemagref)

Références

1. AFSSA, Avis de l'Agence Française de sécurité sanitaire des aliments relatif à une demande d'appui scientifique et technique relative au risque sanitaire lié à la consommation de poissons pêchés dans le département du Rhône (zone du canal de Jonage). 2005, AFSSA: Maisons-Alfort. p. 1-2.
2. Safe, S. and D. Phil, Polychlorinated biphenyls (PCBs) dibenzo-p-Dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors (TEFs). *CRC Critical Reviews in Toxicology*, 1990. 21(1): p. 51-87.
3. CE, Règlement CE 199/2006 modifiant le règlement 466/2001 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires, en ce qui concerne les dioxines et les PCB de type dioxine. 2006, *Journal Officiel de l'Union européenne*. p. 32/34-32/38.
4. Babut, M., Contamination des poissons du secteur de Jonage par les PCB: essai de synthèse des données disponibles - Note d'étape -. 2005, Cemagref. p. 7.
5. AFSSA, Avis de l'Agence Française de sécurité sanitaire des aliments relatif à une demande d'appui scientifique et technique relative au risque sanitaire lié à la consommation de poissons pêchés dans le département du Rhône (zone du canal de Jonage). 2006, AFSSA: Maisons-Alfort. p. 1-.
6. EC, Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du St-Laurent. 1992, *Environment Canada, Centre Saint Laurent, Ministère de l'Environnement du Québec*. p. 28.
7. CE, Directive 2006/13/CE de la Commission du 3 février 2006 modifiant les annexes I et II de la directive 2002/32/CE du Parlement européen et du Conseil sur les substances indésirables dans les aliments pour animaux, en ce qui concerne les dioxines et les PCB de type dioxine. 2006, *Journal Officiel de l'Union européenne*. p. 32/44-32/53.
8. Bhavsar, S.P., et al., Composition of Dioxin-like PCBs in Fish: An Application for Risk Assessment. *Environ. Sci. Technol.*, 2007.
9. CSP-BD69, Circulation piscicole et points de captures de poissons pour analyses PCB - depuis Rhône amont (barrage de Jons) jusqu'à Rhône aval (confluence canal de fuite - Vieux Rhône à Vernaison). 2006. p. Série de 7 cartes (extraits de cartes IGN 1/50000 annotés).
10. CARSO, Etude des PCB et des métaux sur les poissons du Haut-Rhône - Synthèse des campagnes 1988, 1989, 1991 et 1999. 2000, *Service de la Navigation Rhône Saône - Mission Environnement: Lyon*. p. 48.
11. Babut, M. and G. Keck, Contamination des poissons les polychlorobiphényles: synthèse bibliographique - Note d'étape -. 2006, Cemagref - Ecole Vétérinaire de Lyon: Lyon. p. 20.
12. Schneider, A.R., E.T. Porter, and J.E. Baker, Polychlorinated Biphenyl Release from Resuspended Hudson River Sediment. *Environ. Sci. Technol.*, 2007. 41(4): p. 1097-1103.
13. Lundstedt-Enkel, K., et al., A statistical resampling method to calculate biomagnification factors exemplified with organochlorine data from herring (*Clupea harengus*) muscle and Guillemot (*Uria aalge*) egg from the baltic sea. *Environmental Science and Technology*, 2005. 39(21): p. 8395.
14. Burreau, S., et al., Biomagnification of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) studied in pike (*Esox lucius*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) from the Baltic Sea. *Chemosphere*, 2004. 55(7): p. 1043.

15. Binelli, A. and A. Provini, The PCB pollution of Lake Iseo (N. Italy) and the role of biomagnification in the pelagic food web. *Chemosphere*, 2003. 53(2): p. 143.
16. Zaranko, D.T., R.W. Griffiths, and N.K. Kaushik, Biomagnification of polychlorinated biphenyls through a riverine food web. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1997. 16(7): p. 1463.
17. Sijm, D.T.H.M., W. Seinen, and A. Opperhuizen, Life-cycle biomagnification study in fish. *Environmental Science and Technology*, 1992. 26(11): p. 2162.
18. Russell, R.W., R. Lazar, and G.D. Haffner, Biomagnification of organochlorines in Lake Erie white bass. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1995. 14(4): p. 719.
19. Morrison, H.A., et al., Development and verification of a bioaccumulation model for organic contaminants in benthic invertebrates. *Environmental Science and Technology*, 1996. 30(11): p. 3377.
20. Osset, T., Contamination chimique des poissons d'eau douce. Bilan sanitaire en France et indicateurs de pollution. 2001, Ecole Vétérinaire de Lyon: Lyon.
21. Keck, G. and J. Raffenot, Chemical contamination by PCBs in the fishes of a french river: The Furans (Jura). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1979. 21(4-5): p. 689.
22. Monod, G., A. Devaux, and J.L. Riviere, Effects of chemical pollution on the activities of hepatic xenobiotic metabolizing enzymes in fish from the river Rhône. *Science of the Total Environment*, 1988. 73: p. 189-201.
23. Totten, L.A., et al., Measurement and modeling of urban atmospheric PCB concentrations on a small (8 km) spatial scale. *Atmospheric Environment*, 2006. 40(40): p. 7940.
24. Gioia, R., et al., Persistent organic pollutants in European background air: Derivation of temporal and latitudinal trends. *Journal of Environmental Monitoring*, 2006. 8(7): p. 700.
25. Teil, M.J., et al., Transport mechanisms and fate of polychlorinated biphenyls in the Seine river (France). *Science of the Total Environment*, 1998. 218: p. 103-112.
26. Schorer, M. and M. Eisele, Accumulation of inorganic and organic pollutants by biofilms in the aquatic environment. *Water Air Soil Pollut.*, 1997. 99(1-4): p. 651.
27. Gobas, F., et al., Bioconcentration of chlorinated aromatic hydrocarbons in aquatic macrophytes. *Environ.Sci.Technol.*, 1991. 25(5): p. 924.
28. Vanier, C., D. Planas, and M. Sylvestre, Empirical relationship between polychlorinated biphenyls in sediments and submerged rooted macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1999. 56(10): p. 1792-1800.
29. Malavoi, J.-R., Suivi géomorphologique du canal de Miribel - Interprétation des résultats de la campagne bathymétrique 2004. 2005, VNF. p. 28.