



HAL
open science

Essai de transposition des NQE biote en concentrations seuil pour les sédiments. Rapport final

Marc Babut

► **To cite this version:**

Marc Babut. Essai de transposition des NQE biote en concentrations seuil pour les sédiments. Rapport final. Irstea. 2018, 39p. hal-04008880

HAL Id: hal-04008880

<https://hal.science/hal-04008880>

Submitted on 28 Feb 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Programme 2016/2018 – Thème « Risques liés à la contamination chimique des milieux aquatiques » - Action n° 45



Essai de transposition des NQE_{biote} en concentrations seuil pour les sédiments

Rapport final

Marc BABUT

Avril 2018

- **AUTEURS**

Marc BABUT, chercheur (Irstea), marc.babut@irstea.fr

- **CORRESPONDANTS**

AFB : Olivier PERCEVAL, Chargé de mission écotoxicologie (Agence française pour la biodiversité, Direction de la recherche, de l'expertise et du développement des compétences), olivier.perceval@afbiodiversite.fr

Irstea : Marc BABUT

- **AUTRES CONTRIBUTEURS**

Droits d'usage : public

Niveau géographique : national

Couverture géographique : sans objet

Niveau de lecture : expert



- **RÉSUMÉ**

Ce travail répond à un besoin identifié lors de la réalisation d'un guide opérationnel pour évaluer la dangerosité des sédiments à partir de travaux de recherche antérieurs : tandis que la démarche opérationnelle incluait la bioaccumulation et bioamplification de certains contaminants persistants comme un des « éléments de preuve » de danger à évaluer, plusieurs indications opérationnelles faisaient défaut, notamment des valeurs-guides à la première étape de la démarche.

La démarche implémentée consiste (i) à rechercher dans la littérature scientifique et des bases de données opérationnelles des valeurs de facteurs d'accumulation sédiment-biote (BSAF) et des facteurs d'amplification trophique (TMF) pour les contaminants d'intérêt (mercure, polychlorobiphényles, polybromo-diphényléthers, perfluorooctane sulfonate, hexabromocyclododécane, polychlorodibenzo-dioxines et -furannes, pentachlorobenzène), (ii) opérer une sélection critique des BSAF et TMF, (iii) déterminer un BSAF (75^{ème} ou 90^{ème} percentile) et un TMF à retenir, (iv) enfin calculer une concentration dans le sédiment équivalente à une norme de qualité environnementale dans le biote en combinant les valeurs de TMF et BSAF retenues.

Plusieurs difficultés sont apparues pendant ce travail, notamment quant à la disponibilité de BSAF et de TMF. Il a finalement été possible de proposer des valeurs seuil dans le sédiment pour le mercure, les PCB (somme des 6 congénères 28, 52, 101, 138, 153 et 180), les polybromodiphényl-éthers (somme des congénères 28, 47, 99, 100, 153 et 154), et le perfluorooctane sulfonate (PFOS), ainsi que l'HBCDD (nonobstant le petit nombre de BSAF identifiés). Les seuils proposés pour le mercure et probablement les PBDE paraissent bas par rapport aux recommandations d'Aquaref en matière de limites de quantifications ; le seuil PCB semble plus accessible.

Il n'a pas été possible de réellement tester la capacité prédictive des seuils sédiment, à part pour les PCB, sur un jeu de données présentant plusieurs difficultés méthodologiques. Cet essai a cependant souligné que le seuil PCB était très conservateur.

- **MOTS CLES (THEMATIQUE ET GEOGRAPHIQUE)**

mercure – PCB – PBDE – PFOS – hexabromocyclododécane – facteur d'accumulation sédiment-biote – facteur d'amplification trophique – norme de qualité environnementale



- **DERIVATION OF SEDIMENT QUALITY GUIDELINES FROM ENVIRONMENTAL QUALITY STANDARDS FOR BIOTA**

- **ABSTRACT**

The need for this work arose in the context of the design of a guidance document about freshwater sediments hazard assessment. While the assessment approach included a line of evidence for biomagnifying substances, several elements were missing in practice, in particular sediment quality guidelines at the first tier.

The approach for deriving these guidelines included (i) a literature and database search in order to retrieve biota-sediment-accumulation-factors (BSAFs) and trophic magnification factors (TMFs) for mercury, polychlorobiphenyls (PCBs), polybromodiphenyl-ethers (PBDEs), perfluorooctane sulfonate (PFOS), hexabromocyclododecane (HBCDD), polychlorodibenzo-dioxins and -furans (PCDD/Fs), and pentachlorobenzène. Then (ii) BSAFs and TMFs were critically assessed and a selection was made; (iii) benchmarks were determined for the selected BSAFs (75th or 90th percentile) and TMFs (geometric mean). In the end (iv) a sediment quality guideline was calculated based on existing biota standards and BSAF and TMF benchmarks.

Several difficulties were encountered throughout this process, in particular the availability of BSAFs and TMFs. It was nevertheless possible to derive sediment quality guidelines for mercury, PCBs (sum of congeners #28, 52, 101, 138, 153 and 180), PBDEs (sum of congeners #28, 47, 99, 100, 153 and 154), PFOS and HBCDD (the latter being more uncertain, due to the few BSAFs available). For mercury and PBDEs, the derived guidelines are possibly too low compared to recommended limits of quantification, while for PCBs it seems applicable.

It was not possible to test the predictive ability of the proposed sediment quality guidelines, except an attempt for PCBs using a dataset presenting some methodological issues. This attempt suggested that the PCB guideline was very conservative.

- **KEY WORDS (THEMATIC AND GEOGRAPHICAL AREA)**

Mercury – PCBs – PBDEs – PFOS – hexabromocyclododecane – BSAF – TMF – environmental quality standard



- **SYNTHESE POUR L'ACTION OPERATIONNELLE**

Un travail d'expertise a été réalisé en exploitant des ressources bibliographiques et bases de données opérationnelles.

Ce travail répondait à un besoin identifié lors de la réalisation d'un guide opérationnel pour évaluer la dangerosité des sédiments selon une démarche graduée. Il s'agissait de compléter la démarche en incluant des valeurs-guide pour les substances (ou groupes de substances) bioaccumulables. De telles valeurs-seuils sont proposées pour le mercure (total), les PCB (somme des congénères 28, 52, 101, 138, 153 et 180), les polybromodiphényl-éthers (somme des congénères 28, 47, 99, 100, 153 et 154), et le perfluorooctane sulfonate (PFOS), ainsi que l'hexabromocyclododécane (HBCDD). En revanche, il s'est avéré impossible de déterminer des seuils pour le pentachlorobenzène ou le groupe des polychlorodibenzo-dioxines et -furannes.

Nom	NQE-biote	Eq. NQE (sediment)
mercure	20	0.46
ΣPCB (NDL)	125	1.19
PBDE	44	0.90
PFOS	9.1	0.51
HBCDD	167	17.42
<i>unités</i>	<i>ng.g⁻¹ (pf)</i>	<i>ng.g⁻¹ (ps)</i>

*PCB NDL : désigne ici 6 congénères indicateurs (28, 52, 101, 138, 153 et 180) sans effet de type dioxine

Il n'a pas été possible de réellement tester la capacité prédictive des seuils sédiment, à part pour les PCB, sur un jeu de données présentant plusieurs difficultés méthodologiques. Cet essai a cependant souligné que le seuil PCB était très conservateur.

En première intention, ces valeurs-seuils visent à repérer des situations où la contamination des sédiments peut entraîner des dépassements de la norme de qualité environnementale pour le biote (mercure, PFOS, HBCDD), ou une valeur-limite équivalente (PCB, PBDE).

Il convient toutefois de rappeler les limites de ce travail, réalisé avec des ressources limitées et sans revue externe par des pairs à sa date de remise.

- **SOMMAIRE**

1	Rappel du contexte – objectifs.....	8
2	Méthode.....	8
2.1	Considérations théoriques.....	8
2.2	Transposition d’une valeur limite tissulaire au sédiment.....	10
2.2.1	Principe général.....	10
2.2.2	Substances hydrophobes (PCB, PDBE, PCDD/F, HBCDD, PeCB)	11
2.2.3	Autres composés (Hg, PFOS)	11
2.2.4	Récapitulatif	11
3	Recherche bibliographique : BSAF et TMF pour les substances d’intérêt	12
3.1	Recherche bibliographique.....	12
3.1.1	BSAF.....	12
3.1.2	TMF	12
3.1.3	Résultats de la recherche bibliographique.....	12
3.2	Sélection des BSAF et TMF pertinents	13
3.2.1	Mercure.....	13
3.2.2	PCB	16
3.2.3	PBDE	19
3.2.4	PFOS	22
3.2.5	PCDD/F	24
3.2.6	HBCDD	26
3.2.7	PeCB	27
4	Détermination de concentrations équivalentes aux NQE biote dans le sédiment	29
5	Pertinence des seuils de qualité obtenus	29
5.1	Sensibilité du seuil au choix des valeurs de paramètres	29
5.2	Capacité prédictive du seuil sédiment.....	30
6	Conclusions	33

- **LISTE DES TABLEAUX**

Tableau 1 – Substances justifiant l’élaboration de valeurs-guide pour le compartiment sédiment	8
Tableau 2 – Synthèse des variables à utiliser pour dériver les valeurs-guide.....	11
Tableau 3- Aperçu des données disponibles (BSAF, TMF) pour les substances bioaccumulables.....	12
Tableau 4 – BSAF pour le mercure (synthèse)	14
Tableau 5 – Sélection d’articles sur la bioamplification des PCB	18
Tableau 6 – Etudes sur la bioamplification des PBDE accessibles dans la littérature scientifique	21
Tableau 7 – BSAF du PFOS (invertébrés).....	23
Tableau 8 – Sélection d’études sur la bioamplification du PFOS	24
Tableau 9 – Compilation des BSAF pour HBCDD.....	26
Tableau 10 – Sélection d’études sur la bioamplification de l’HBCDD	27
Tableau 11- Concentrations-seuil dans le sédiment équivalentes aux NQE _{biote}	29
Tableau 12 – Sensibilité des seuils aux paramètres	30

- **LISTE DES FIGURES**

Figure 1 – Représentation schématique des indicateurs de bioaccumulation, d’après {Burkhard, 2013 #2222} ...	10
Figure 2 – Distribution des BSAF pour les PCB totaux (essais en laboratoire)	17
Figure 3 – BSAF et N atomes de Br, pour une sélection de BSAF.....	20
Figure 4 – Comparaison des TMF du BDE 47 dérivés dans différents écosystèmes	22
Figure 5 – Comparaison des concentrations en PCB dans la chair des poissons et les sédiments par rapport aux seuils respectifs	32

1 Rappel du contexte – objectifs

L'élaboration de ce rapport découle d'un besoin identifié lors de la réalisation d'un guide opérationnel pour évaluer la dangerosité des sédiments à partir de travaux de recherche antérieurs : tandis que la démarche opérationnelle incluait la bioaccumulation et bioamplification de certains contaminants persistants comme un des « éléments de preuve » de danger à évaluer, plusieurs indications opérationnelles faisaient défaut, et méritaient donc d'être complétées.

Lors de sa réunion d'avril 2017, le comité d'experts supervisant la réalisation du guide a validé une liste de substances à analyser dans les sédiments préalablement aux opérations de dragage. Ces substances se répartissent en deux groupes, (A) substances pour lesquelles on s'attend à des effets toxiques directs, et (B) substances bioaccumulables, susceptibles d'exercer des effets toxiques indirects (transfert préalable dans les réseaux trophiques et bioamplification).

Pour les substances du groupe A il existe des seuils de concentration dans la réglementation ou la littérature scientifique ; ce n'est pas le cas pour celles du groupe B, qui sont par contre pour la plupart dotées, au titre de la directive cadre pour l'eau (DCE), de normes de qualité environnementale (NQE) se référant principalement aux tissus biologiques (muscle dorsal ou corps entier selon les cas) de poissons.

Le comité d'experts a souhaité que le guide opérationnel permette d'interpréter les mesures dans le sédiment de manière uniforme, c'est à dire qu'il propose également des concentrations limite rapportées au sédiment pour les substances du groupe B (Tableau 1 ci-dessous).

Substance	DCE	CAS
Mercur	21	7439-97-6
PCB totaux	-	na
Diphényl-éthers bromés (PBDE)	5	na
Acide perfluorooctane sulfonique (PFOS)	35	1763-23-1
Dioxines et composés apparentés (PCDD/F)	37	na
Hexabromocyclododécane (HBCDD)	43	na
Pentachlorobenzène (PeCB)	26	608-93-5

Tableau 1 – Substances justifiant l'élaboration de valeurs-guide pour le compartiment sédiment

na : non applicable.

Ont été intentionnellement écartés de cette liste plusieurs substances prioritaires au titre de la DCE et pourvues de NQE_{biote} : heptachlor et heptachlor époxyde, hexachlorobenzène, hexachlorobutadiène, dicofol. Ces substances, interdites de longue date, ne sont généralement pas détectées dans les réseaux de surveillance (fréquence < 1 %), ou n'ont pas été suffisamment étudiées (cas par exemple du dicofol).

L'objet du présent document est de définir les options possibles pour réaliser la transposition de NQE_{biote} au sédiment, de tenter de les appliquer, et de proposer, si possible des valeurs guide pour les sédiments.

La première partie (chapitre 2) présente la méthodologie de transposition. La deuxième partie (chapitre 3) présente une compilation des données de la littérature pour les substances du Tableau 1. La troisième partie (chapitre 4) présente les résultats, i.e. les valeurs-limite dans le sédiment. Un essai limité d'évaluation de la pertinence des valeurs transposées est présenté en quatrième partie (chapitre 5).

2 Méthode

2.1 Considérations théoriques

Le facteur d'accumulation sédiment-biote (BSAF) est un modèle simple reliant les concentrations observées dans les organismes et celles dans le sédiment :

$$BSAF = \frac{C_{org}}{C_{sed}}$$

Équation 1

Avec : C_{org} la concentration d'une substance dans les tissus, C_{sed} celle de la même substance dans le sédiment.

La matière organique du sédiment étant un facteur reconnu influençant l'accumulation de nombreux contaminants dans ce compartiment, l'usage s'est imposé d'exprimer les concentrations ajustées au taux de carbone organique (C_{sed-oc}). Pour les substances hydrophobes, il est également admis que les lipides influencent l'accumulation de ces substances dans les tissus biologiques, conduisant à ajuster les concentrations en fonction du taux de lipides (C_{lip}). Pour ces substances (par ex. PCB, PBDE, HBCDD), le BSAF sera donc exprimé par l'Équation 2-a. Pour des substances non hydrophobes, dont les concentrations dans le sédiment sont influencées par le taux de carbone organique, il conviendra d'utiliser l'Equation 2b ci-dessous :

$$BSAF = \frac{C_{lip}}{C_{sed-oc}}$$

Équation 2-a

$$BSAF = \frac{C_{org}}{C_{sed-oc}}$$

Équation 2-b

On peut aussi trouver dans la littérature une expression cinétique du BSAF, utilisant les constantes d'absorption (k_u) et d'élimination (k_e). En effet, dans le cas des contaminants hydrophobes l'accumulation résulte d'une diffusion passive à travers les membranes biologiques¹. Ce processus cinétique est décrit par l'équation

$$\frac{dC_{org}}{dt} = (k_u \times C_{sed}) - (k_e \times C_{org})$$

Équation 3

A l'équilibre, $\frac{dC_{org}}{dt} = 0$; par conséquent :

$$BSAF = \frac{C_{org}}{C_{sed}} = \frac{k_u}{k_e}$$

Équation 4

Cette approche est utilisée dans des tests de bioaccumulation, et permet d'obtenir un BSAF même si l'équilibre entre sédiment et organisme n'est pas atteint en fin de test. L'Équation 4 n'est cependant valide que si le mécanisme sous-jacent est effectivement la diffusion passive (cf. théorie de la fugacité) et s'il n'y a pas de croissance de l'organisme pendant le test - auquel cas il faudrait ajouter un terme à l'Équation 3, et il n'y aurait pas de solution analytique comme dans l'Équation 4 -. Si le mécanisme d'accumulation implique une part de transport actif, ce qui pourrait être le cas du PFOS, les équations (3) et (4) devraient être modifiées.

La définition du BSAF ne contient en elle-même aucune hypothèse concernant l'équilibre entre compartiments notamment entre organisme et sédiment (Ankley, 1992). Certains auteurs néanmoins, par exemple (Ferraro *et al.*, 1990), évoquent deux hypothèses sous-jacentes concernant les BSAF pour les invertébrés benthiques, à savoir (i) système à l'équilibre, et (ii) pas de biotransformation. Dans ces conditions spécifiques, les valeurs de BSAF (Équation 2-a) devraient être comprises entre 1 et 2. En revanche l'hypothèse d'équilibre n'est pas envisagée pour le poisson, pour diverses raisons : transfert trophique et bioamplification, non-équilibre entre sédiment et colonne d'eau, étendue de l'habitat exploité, biotransformation (Burkhard, 2003). Par voie de conséquence, des valeurs de BSAF supérieures à 2 sont possibles dans le cas des poissons.

¹ Théorie de la fugacité, selon laquelle les flux de contaminants d'un compartiment à un autre sont la conséquence de différences de « pression » (thermodynamique) entre les compartiments

2.2 Transposition d'une valeur limite tissulaire au sédiment

2.2.1 Principe général

Si l'on remplace C_{org} par la NQE_{biote} ou par une concentration critique issue de la littérature (CBR)² dans l'Équation 1, il vient

$$eqNQE_{sed} = \frac{eqNQE_{inv}}{BSAF}$$

Équation 5

Avec $eqNQE_{sed}$ la concentration dans le sédiment équivalente à la NQE.

La première option pour dériver cette concentration consisterait donc à :

- Collecter et évaluer des BSAF poisson-sédiment
- Dériver un BSAF repère (par exemple 75^{ème} ou 90^{ème} centile des BSAF sélectionnés à l'étape précédente)
- Appliquer l'Équation 5.

Les BSAF poisson-sédiment pourraient être difficiles à obtenir pour toutes les substances du Tableau 1. De plus, ils sont entachés d'une incertitude importante, dans la mesure notamment où les mesures dans les deux compartiments (poisson et sédiment) ne reflètent pas les mêmes périodes. L'expérience tentée à l'échelle régionale avec les PCB a montré également une faible performance de prédiction du dépassement du seuil de concentration tissulaire pour les PCB pour diverses raisons, dont la qualité médiocre des analyses dans le sédiment et la variabilité des préférences alimentaires des poissons (Babut *et al.*, 2012).

Une option alternative consisterait à utiliser des BSAF obtenus pour des invertébrés benthiques, potentiellement moins incertains que ceux pour les poissons, combinés à des facteurs d'amplification trophiques (TMF) pour transposer les concentrations tissulaires des invertébrés à celles des poissons. Cette option imposerait de connaître les niveaux trophiques des poissons et des invertébrés considérés (Figure 1, d'après (Burkhard *et al.*, 2013).

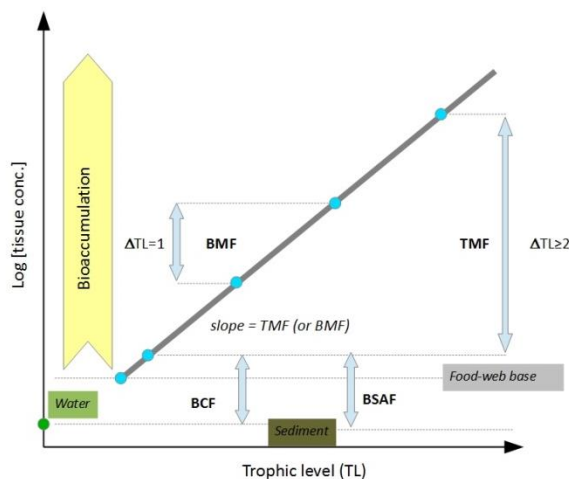


Figure 1 – Représentation schématique des indicateurs de bioaccumulation, d'après (Burkhard *et al.*, 2013)

Le niveau trophique des poissons pris en compte pour la détermination des NQE est égal à 4. Par conséquent la transposition de la NQE_{biote} à un taxon invertébré de niveau trophique y est effectuée à l'aide de l'Équation 6 :

$$eqNQE_{inv} = \frac{NQE_{biote}}{TMF^{(4-y)}}$$

Équation 6

² CBR : critical body residue

Avec $eqNQE_{inv}$ la concentration dans les tissus du taxon invertébré choisi équivalente à la NQE_{biote} .

La procédure à suivre pour mettre en œuvre cette option consisterait donc à

- Collecter et évaluer des TMF
- Sélectionner un TMF repère – par exemple la moyenne géométrique des TMF retenus
- Déterminer l'équivalent invertébré de la NQE_{biote} à l'aide de l'Équation 6 en assignant un niveau trophique moyen aux invertébrés.
- Collecter et évaluer des BSAF invertébré-sédiment
- Dériver un BSAF repère (par exemple 75^{ème} ou 90^{ème} centile des BSAF sélectionnés à l'étape précédente)
- Appliquer l'Équation 5, en remplaçant la NQE_{biote} par son équivalent invertébré calculé précédemment.

2.2.2 Substances hydrophobes (PCB, PDBE, PCDD/F, HBCDD, PeCB)

Pour ces substances, les concentrations dans les tissus sont influencées par le taux de lipides, ce qui rejaillit sur le BSAF (Équation 2-a), ainsi que sur le TMF (Borgå *et al.*, 2012b). Par ailleurs, la NQE se réfère à un poisson standard (virtuel) présentant 5 % de lipides dans ses tissus.

Il en résulte que pour ces substances il convient de remplacer NQE_{biote} par $\lceil NQE_{biote} \rceil / 0.95$ dans l'Équation 6, d'utiliser les TMF obtenus après ajustement des concentrations par les teneurs en lipides, et d'appliquer des BSAF standardisés (Équation 2-a) dans l'Équation 5.

La concentration équivalente à la NQE ainsi obtenue pour le sédiment devra être comparée à des concentrations ajustées à la teneur en matière organique.

2.2.3 Autres composés (Hg, PFOS)

Des publications signalent une influence de la matière organique des sédiments (et des sols) sur l'accumulation du mercure (forme Hg-total) dans ces compartiments, à côté d'autres facteurs, tels que sulfures, fer et manganèse (Boszke *et al.*, 2003). Il pourrait donc paraître avantageux de tenir compte du taux de matière organique dans le sédiment dans la détermination du BSAF. En pratique, comme on le verra au § 3.2.1.1, les études qui rapportent des BSAF pour le mercure n'appliquent pas cet ajustement, dans la plupart des cas.

Le carbone organique influence également l'accumulation du PFOS dans le sédiment (Higgins et Luthy, 2006, Higgins *et al.*, 2007). Puisque le taux de lipides tissulaire n'influence pas les concentrations tissulaires du PFOS, le BSAF à appliquer est donné par l'Équation 2-b et les équations (6) et (5) s'appliquent directement.

2.2.4 Récapitulatif

Le Tableau 2 présente les variables à employer dans les équations présentées dans le § 2.2 ci-dessus.

Substance	NQE	BSAF	TMF
Mercure	NQE	Ajusté / taux de carbone organique ?	TMF repère
PCB totaux	$NQE/0.95$	Ajusté / taux de lipides et de carbone organique	TMF repère
PBDE	$NQE/0.95$	Ajusté / taux de lipides et de carbone organique	TMF repère
PFOS	NQE	Ajusté / taux de carbone organique	TMF repère
PCDD/F	$NQE/0.95$	Ajusté / taux de lipides et de carbone organique	TMF repère
HBCDD	$NQE/0.95$	Ajusté / taux de lipides et de carbone organique	TMF repère
PeCB	$NQE/0.95$	Ajusté / taux de lipides et de carbone organique	TMF repère

Tableau 2 – Synthèse des variables à utiliser pour dériver les valeurs-guide

La critique des données (BSAF ou TMF) est donc une étape essentielle de cette démarche d'expertise ; elle devrait idéalement s'opérer à plusieurs niveaux : protocoles expérimentaux ou d'acquisition des données d'observation, robustesse de l'échantillonnage, méthodes statistiques ... dans le cas des TMF, un catalogue des pratiques recommandées a émergé assez récemment (Borgå *et al.*, 2012). En tout état de cause ces recommandations n'ont pas été systématiquement vérifiées – en partie parce que les informations pertinentes n'étaient pas toujours accessibles, en partie aussi par manque de temps, ce travail de transposition n'ayant pas été prévu au départ de la conception du guide opérationnel.

Par ailleurs, pour les BSAF il n'existe pas semble-t-il de recommandations similaires à celles pour les TMF,

conduisant à une critique moins cadrée.

3 Recherche bibliographique : BSAF et TMF pour les substances d'intérêt

3.1 Recherche bibliographique

3.1.1 BSAF

Recours à des équations de recherche simples (et même simplistes), par exemple :

((TITLE-ABS-KEY (bioaccumulation) AND TITLE-ABS-KEY (sediment) AND TITLE-ABS-KEY (pbde))) AND (bsaf)

Tri additionnel pour éliminer les références difficilement exploitables, par exemple des BSAF de congénères individuels de PCB ou PBDE. Cette recherche restera donc incomplète, comme le montrent les essais de croisement entre la base USACE (cf. ci-dessous) et les références obtenues de Scopus®.

Recherche complétée par la base de données BSAF développée par l'USACE : <https://bsaf.el.erdc.dren.mil/>.

Une copie de la base a été récupérée le 08/08/2017. Elle comprend :

- 8464 enregistrements
- 49 champs différents : type d'étude (lab/field), espèce (plusieurs descripteurs associés), substance (plusieurs descripteurs associés), type de sédiment (origine et autres champs associés ; la distinction est à faire dans le champ « environnement »), durée, spiking, conditions expérimentales, concentrations (organisme, sédiment ; champs associés = lipides, matière organique), BSAF, référence bibliographique.
- Un descriptif de la structure de la base et du contenu des champs.

3.1.2 TMF

La recherche a visé en priorité des articles de type "review", des méta-analyses ou des études à large échelle spatiale plutôt que chercher à être exhaustif. Par ailleurs, pour plusieurs substances (PBDE, PFOS, HBCDD), recyclage de la synthèse bibliographique réalisée dans le cadre de l'étude « Accumulation de contaminants prioritaires par des invertébrés et poissons d'eau douce - Facteurs d'amplification trophique pour l'hexabromocyclododécane, le perfluorooctane sulfonate et les polybromodiphényléthers » (Babut *et al.*, 2016).

3.1.3 Résultats de la recherche bibliographique

Le Tableau 3 ci-dessous donne un premier aperçu du résultat de ces recherches bibliographiques.

Substance	BSAF / littérature	BSAF / Base USACE	TMF / littérature
Mercuré	Scopus® : N=12	N = 0	N = 4 (1 revue, et 3 articles plus récents))
PCB totaux	- ⁽³⁾	N = 437 (dont 83 Aroclors) ; N = 238 pour « freshwater »	N = 6
PBDE	Scopus® et al. : N = 15	N = 91 – BDE individuels	N = 16 ⁽⁴⁾ ; 5 sites étudiés en France (Babut <i>et al.</i> , 2016)
PFOS	Scopus® et al. : N = 10	N = 0	N = 11 ; 5 sites étudiés en France (Babut <i>et al.</i> , 2016)
PCDD/F	Scopus® : N=10	N = 5	N = 2 (ou 3 ?)
HBCDD	Scopus® : N=6	N = 0	N = 10 ; 5 sites étudiés en France (Babut <i>et al.</i> , 2016)
PeCB	Scopus® : N=1	N = 1	N = 2

Tableau 3- Aperçu des données disponibles (BSAF, TMF) pour les substances bioaccumulables

³ Compte tenu du nombre d'entrées dans la base USACE, il n'a pas semblé utile d'interroger de base bibliographique type Scopus®

⁴ 2 études supplémentaires rapportent des régressions entre PBDE et $\delta^{15}\text{N}$

Le résumé figurant au Tableau 3 n'est qu'une première analyse (assez sommaire) du contenu de la base USACE. Ainsi par exemple pour les PCB il y a de nombreuses données relatives à des congénères individuels, ainsi que des données de séries homologues. Il en va de même pour les PCDD/F, ou les PBDE.

3.2 Sélection des BSAF et TMF pertinents

3.2.1 Mercure

3.2.1.1 BSAF

Douze études portant sur la bioaccumulation du mercure à partir du sédiment ont pu être identifiées à l'aide du moteur de recherche Scopus®. Parmi celles-ci, trois ont été écartées en première intention – une où le biote considéré était constitué de macrophytes, et deux concernant le poisson. Le Tableau 4 présente une synthèse des études sur l'accumulation du Hg par les invertébrés à partir du sédiment.

L'étude la plus ancienne présente une détermination de BSAF sur la base d'une modélisation visant deux espèces de bivalves filtreurs, *Crassostrea virginica* et *Mytilus edulis* (Thomann *et al.*, 1995). La démarche suivie est assez complexe, les auteurs commençant par poser que ces organismes filtreurs assimilent peu ou pas de nourriture provenant du sédiment. Ils estiment néanmoins possible d'extrapoler des concentrations dans l'eau à partir du sédiment en considérant que le système est à l'équilibre⁵. Le résultat du modèle (BSAF_{≈1}) est comparable aux BSAF moyens/médians issus du réseau de surveillance (Mussel watch, NOAA) rapportés dans le Tableau 4.

Plusieurs études ont porté sur des sédiments marins (Jonathan *et al.*, 2017) ou provenant de zones de transition telles que estuaires, mangrove, marais ou lagunes côtiers (Adjei-Boateng *et al.*, 2010, Li *et al.*, 2016, Ruelas-Inzunza *et al.*, 2009). Il manque des informations méthodologiques importantes pour certaines, par exemple la formule de correction des concentrations dans le sédiment en fonction de la matière organique, du % d'argile et de la teneur en aluminium (Ruelas-Inzunza *et al.*, 2009), tandis que la méthode de digestion des échantillons ne paraît pas appropriée chez (Li *et al.*, 2016). Les BSAF présentés pour le clam *Galatea paradoxa* dans l'estuaire de la Volta peuvent être regroupés, bien que provenant de deux sites et deux campagnes, puisqu'il n'apparaît pas de différence significative entre sites ni entre campagnes (Adjei-Boateng *et al.*, 2010).

Concernant les études en eau douce, les informations méthodologiques sont succinctes chez (Almasieh et Kaboodvandpour, 2012), et le BSAF est rapporté de manière imprécise. Le BSAF du mercure est indéterminé dans l'étude de (Nasirian et Irvine, 2017) sur des larves d'Odonates dans des zones de marais en Iran. Enfin, une étude seulement a été menée en rivière, sur une série de sites à l'amont et à l'aval d'une ancienne usine de chlor-alkali (Pisanello *et al.*, 2016). La cohérence des BSAF entre les différents sites au cours des campagnes successives autorise le regroupement des BSAF.

⁵ Tout en indiquant après calcul qu'il faut 768 jours pour atteindre 90 % de l'état stable (quasi-équilibre)

Espèce / taxon	Ecosystème	BSAF	Référence		
<i>Mytilus edulis</i>	marin (côtier)	1.60	(Thomann <i>et al.</i> , 1995)		
<i>Crassostrea virginica</i>		0.74			
<i>Corbicula fluminea</i>	estuaire	1.10	(Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> , 2009)		
<i>Polymesoda caroliniana</i>		1.30			
<i>Polymesoda caroliniana</i>		0.90			
<i>Polymesoda caroliniana</i>		3.80			
<i>Chironomus sp.</i>	lagunes – marais (delta)	0.00	(Li <i>et al.</i> , 2016)		
<i>Dicrotenpides tritonus</i>		0.00			
<i>Corophium sinense</i>		0.00			
<i>Neanthes succinea</i>		0.00			
<i>Bivalvia</i>		0.00			
<i>Moerella jedoensis</i>		0.00			
<i>Philine sp.</i>		0.00			
<i>Macrophtalmus japonicus</i>		0.00			
<i>Crassostrea gigas</i>		marin (côtier)		2.88	(Jonathan <i>et al.</i> , 2017)
<i>Galatea paradoxa</i>		estuaire		5.59 (*)	(Adjei-Boateng <i>et al.</i> , 2010)
<i>Gammaridae</i>	rivière	2.33 (*)	(Pisanello <i>et al.</i> , 2016)		
<i>Diptera</i>		2.00 (*)			
<i>Heptagenidae</i>		1.75 (*)			

Tableau 4 – BSAF pour le mercure (synthèse)

(*) 75^{ème} percentile des valeurs de BSAF rapportées dans cette étude.

Valeur à retenir BSAF (Hg total) =2.33

- 75^{ème} percentile des BSAF de gammars dans une rivière impactée
- Les BSAF en milieu salé – sous pression anthropique semblent plus élevés
- La valeur proposée ci-dessus reste incertaine, en raison du petit nombre d'études considérées.

3.2.1.2 TMF

Le mercure est présent dans les systèmes aquatiques sous différentes formes ; deux d'entre elles ont été plus particulièrement considérées ici, le mercure total (noté Hg) et sa forme méthylée, méthyl-Hg (Me-Hg). Cette dernière est très majoritaire dans les tissus de poisson. Elle représente par exemple 95% du Hg total chez l'omble (Swanson et Kidd, 2010). Le MeHg étant difficilement mesurable dans les sédiments, il paraît néanmoins préférable de raisonner sur Hg.

La première étude considérée est une méta-analyse de 69 études couvrant 205 sites (i.e. chaînes trophiques) indépendants les uns des autres (Lavoie *et al.*, 2013). Le principal objectif de cette analyse était d'identifier les facteurs (climat, nutriments, pH, carbone organique dissous etc.) influençant la bioamplification du mercure. L'hypothèse d'une moindre amplification (TMF plus bas) dans les régions équatoriales que dans les régions polaires ou tempérées a notamment été proposée (température et productivité primaire élevée, ainsi que taux de croissance des poissons, tandis que les chaînes trophiques tendent à être plus courtes).

Les auteurs se sont intéressés aux pentes des régressions entre les concentrations en Hg (ou méthyl-mercure, MeHg) log-transformées et $\delta^{15}\text{N}$; on peut extrapoler au TMF en considérant le taux moyen d'enrichissement trophique en ^{15}N de 3.4 ‰ :

$$TMF = 10^{b \cdot 3.4 \text{‰}}$$

Équation 7

où b est la pente de la régression (dans le cas d'un log en base 10). Le type d'écosystème (eau douce vs marine, lotique vs lentique) influence différemment les pentes des régressions pour Hg et MeHg – pentes plus forte en milieu marin, et lentique > lotique pour Hg. Comme attendu, les pentes étaient plus fortes dans les écosystèmes tempérés ou polaires comparés aux écosystèmes tropicaux (corrélation entre latitude et valeur de pente). Certaines variables physico-chimiques influencent modérément la bioamplification du mercure (Hg ou MeHg), mais le statut trophique (phosphore total) n'a pas d'influence. Toutefois la charge en phosphore (prédite par un SIG⁶) apparaît comme un des facteurs influençant la pente des régressions entre $\log[\text{Hg}]$ ou $\log[\text{MeHg}]$ et $\delta^{15}\text{N}$ dans une régression linéaire multiple. Les facteurs d'influence explorés dans la méta-analyse n'expliquent cependant qu'une part limitée de la variabilité des pentes.

Le tableau 2 du matériel supplémentaire de cette publication rapporte un TMF moyen de 4.3 ± 4.8 pour l'ensemble des écosystèmes d'eau douce étudiés ($N = 101$). Le TMF moyen des écosystèmes tempérés d'eau douce ($N = 65$) est égal à 4.5 ± 5.2 . Dans le cas du MeHg le TMF moyen des écosystèmes d'eau douce est égal à 8.3 ± 7.5 ($N = 110$).

Quatre publications postérieures à l'article de (Lavoie *et al.*, 2013) traitant de la bioamplification du mercure dans des écosystèmes aquatiques ont pu être identifiées :

- La première porte sur le réseau trophique du grand dauphin (*Tursiops truncatus*) dans la baie⁷ de Sarasota (USA), située dans une région tempérée-chaude (Hong *et al.*, 2013). Il s'agissait d'étudier la bioamplification du Hg en interaction avec le sélénium (Se), un antagoniste du Hg également toxique. La bioamplification a été testée par régression entre $\log[\text{Hg}]$ (moyennes par groupe d'organismes) et $\delta^{15}\text{N}$. Cette publication ne mentionne pas de TMF, mais il serait possible de l'estimer à partir de la pente de la régression (cf. Équation 7). Les données du tableau 1 de cet article permettraient de re-tester la pente de la régression en écartant les données du groupe dauphin.
- La deuxième étude a été réalisée dans la lagune de Venise, un écosystème saumâtre en climat tempéré (Dominik *et al.*, 2014). Le mercure total et sa forme méthylée ont été mesurés dans tous les compartiments (y compris les sédiments), mais seul le MeHg a fait l'objet d'une évaluation de la bioamplification (TMF = 10.5). Il serait possible de déterminer le TMF pour Hg (total) sur la base des données du tableau 1 de cet article et de la sélection des taxons liés énergétiquement telle que discutée dans l'article.
- La troisième concerne le barrage des Trois Gorges en Chine, système sub-tropical (Li *et al.*, 2015). Les auteurs ont procédé à une régression entre $\log[\text{Hg}]$ et $\delta^{15}\text{N}$, à trois saisons et trois sites. Les données des saisons ont été regroupées, et trois TMF peuvent être estimés entre 1.4 et 1.7 (écart-types non disponibles).
- La quatrième étude concerne 6 lacs arctiques (Lescord *et al.*, 2015). Les auteurs cherchent à déterminer l'influence des facteurs abiotiques affectant la bioamplification du mercure. Dans cette perspective, ils s'affranchissent de la variabilité due à la taille avant de tester la bioamplification. Ils établissent une régression entre $\log[\text{Hg}]$ des poissons (corps entier, exprimé par rapport à la masse sèche) $\log[\text{MeHg}]$ des invertébrés benthiques (zooplancton exclu) et $\delta^{15}\text{N}$. Les pentes des régressions apparaissent significativement entre les lacs, avec une gamme de valeurs de TMF de 2.02 à 3.78, mais aucune influence des variables physico-chimiques n'a été démontrée.

Il semble suffisant de s'appuyer sur la méta-analyse de (Lavoie *et al.*, 2013), qui permet d'identifier un TMF moyen, plus robuste dans la perspective de la présente étude que des études individuelles. Les études plus

⁶ Système d'information géographique

⁷ De fait un système estuarien plutôt qu'une baie

récentes ne contredisent pas l'analyse de (Lavoie *et al.*, 2013), sans apporter d'élément réellement nouveau par rapport à l'objectif poursuivi ici.

TMF à retenir (THg) 4.3 ± 4.8

- Valeur moyenne des études en eau douce dans la méta-analyse de (Lavoie *et al.*, 2013)
- D'autres choix sont possibles sur la base de cette publication : moyenne pour les écosystèmes tempérés ou polaires, moyenne pour les écosystèmes lenticules ou lotiques. Ces choix ne sont pas nécessairement justifiés par le contexte dans lequel les valeurs seuil visées in fine seront appliquées.
- L'écart-type à la valeur moyenne est important (supérieur à la valeur moyenne elle-même, ce qui signifie que l'incertitude sur les résultats d'une prédiction utilisant cette moyenne sera élevée.

3.2.2 PCB

3.2.2.1 BSAF

146 enregistrements ont pu être extraits de la base USACE (*Environment=Freshwater AND ChemName=PCB tot*) ; cette extraction comporte à la fois des BSAF provenant d'essais en laboratoire (N=115) sur des sédiments naturels, et du terrain (N=10 ; mesures conjointes dans les sédiments et des organismes prélevés au même endroit). Les BSAF reportés sont soit des indicateurs statistiques (médiane, moyenne), soit des valeurs individuelles – quelquefois ce champ (*SummStat*) n'est pas renseigné (NR), et dans ce cas les BSAF n'ont pas été considérés.

Deux types d'organismes sont concernés par les essais en laboratoire, à savoir *Hexagenia* (HEX) et *Lumbriculus variegatus* (LUV), ce dernier représentant la majorité des résultats (N=51). Les BSAF moyens ou médians issus de ces essais varient entre 0.32 et 9.6, avec une médiane = 1.57 et une moyenne = 2.42 ; Figure 2). Le 90^{ème} percentile de cette sélection est égal à 5.96. 85 % des BSAF de cette sélection sont < 4, et la Figure 2 montre que les classes suivantes comportent peu de valeurs.

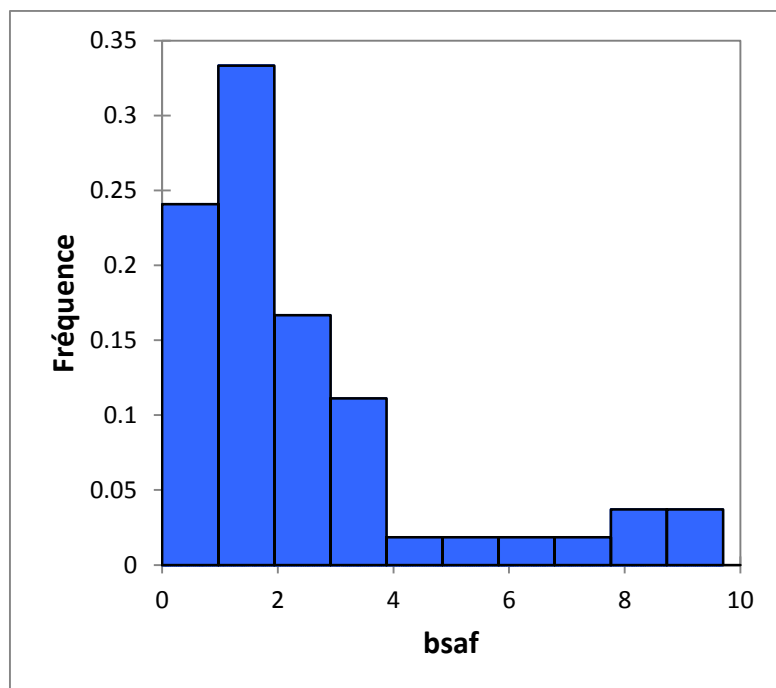


Figure 2 – Distribution des BSAF pour les PCB totaux (essais en laboratoire)

Les BSAF individuels pour les PCB totaux (essais en laboratoire ; N = 60) varient entre 0.06 et 2.37, et proviennent d'une seule étude, sur un seul site, avec un seul organisme (LUV). Les BSAF moyens ou médians proviennent de quelques sites contaminés, et paraissent donc plus représentatifs.

Les BSAF issus d'études in situ représentent 32 enregistrements, dont 4 pour lesquels la valeur du champ « *SummStat* » est NR, et 7 « *Single* » (deux études, dont une a produit 6 valeurs). Ont donc été considérés seulement 21 BSAF médians ou moyens, provenant de 4 études essentiellement nord-américaines, 6 taxons considérés. Les BSAF valent entre 0.01 et 23.7, avec une médiane = 3.6 et une moyenne = 5.35 (écart-type 5.20). 90 % des valeurs sont inférieures à 7.50.

Valeur BSAF (Σ PCB) à retenir = 6.0

- 90^{ème} percentile (arrondi) des BSAF pour les PCB « totaux » issus de tests sur sédiments naturels contaminés testés au laboratoire.
- Cette valeur correspond au 60^{ème} percentile des BSAF issus d'études de terrain, dont la distribution semble moins robuste.

3.2.2.2 TMF

Quelques caractéristiques des 6 articles sélectionnés sont reportées au Tableau 5. La mention « congénères indicateurs + » signale que les articles en question rapportent des données pour les « congénères indicateurs » (CB 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180) et pour d'autres congénères, dont la liste varie d'une publication à l'autre.

Ecosystème	Zone géographique	Congénères	Commentaire	Référence
lac	tempérée	-	17 lacs	(Houde <i>et al.</i> , 2008b)
lac	tempérée	CB 153, autres CB	Modèle prédictif	(Walters <i>et al.</i> , 2011)
rivière	tempérée	congénères indicateurs +	relation TMF - logK _{ow}	(Khairy <i>et al.</i> , 2014)
estuaire	tempérée	CB 153, autres CB	régression non sign.	(Kobayashi <i>et al.</i> , 2015)
rivière	subtropicale	congénères indicateurs +		(Verhaert <i>et al.</i> , 2017)
marin	tempérée	congénères indicateurs +	CT ⁸ ⊂ homéothermes	(Romero-Romero <i>et al.</i> , 2017)

Tableau 5 - Sélection d'articles sur la bioamplification des PCB

Les TMF présentés ci-après ont été déterminés sur la base de concentrations tissulaires ajustées en fonction du taux de lipides. Walters et al. se sont intéressés au lac Hartwell, un site contaminé, pour déterminer la relation entre position trophique et concentrations d'une gamme étendue de congénères de PCB⁹ (Walters *et al.*, 2011). Les valeurs de TMF varient entre 1.95 ± 0.12 (PCB9) et 6.63 (PCB170), avec une part de variance expliquée qui augmente avec le nombre d'atomes de chlore substitués. Dans ce système, le TMF pour Σ PCB est égal à 3.09 ± 0.07 .

L'étude de Khairy et al. concerne la partie aval (sous influence tidale) de la rivière Passaic, un site contaminé du New Jersey (USA) ; parmi les valeurs de TMF rapportées, on notera celle du PCB 153 (2.93), et une plus globale (Σ PCB(29) ; 2.34) (Khairy *et al.*, 2014). De même, des TMF pour PCB153 et Σ PCB valant respectivement 1.06 (± 0.25) et 1.52 (± 0.27) ont été obtenus dans le réseau trophique d'un estuaire adjacent à la mer d'Ariake (Japon), mais ces résultats ne sont pas significatifs (p -value > 0.05) (Kobayashi *et al.*, 2015). Dans la rivière Olifants (Afrique du Sud), les TMF du PCB 153 variaient de 2.0 à 2.4 pour selon les sites ; cependant, le nombre d'échantillons collectés paraît probablement insuffisant pour garantir la robustesse statistique de ces TMF (Verhaert *et al.*, 2017). Le TMF du PCB 153 était plus élevé dans un réseau trophique pélagique incluant des organismes homéothermes répartie sur un canyon marin (profondeur > 100 m) et le plateau continental adjacent (6.2) ; il n'est plus que de 2.3 si les organismes considérés sont tous poïkilothermes ; la taille des organismes influe sur les concentrations accumulées, et donc sur les TMF apparents (Romero-Romero *et al.*, 2017).

Ces travaux paraissent donc assez convergents ; cependant ils concernent chaque fois un seul écosystème, sous pression de contamination parfois importante. C'est tout l'intérêt de l'étude sur 17 lacs nord-américains qui visait à déterminer la variabilité de la bioamplification des PCB chez la truite de lac (*Salvelinus namaycush*) (Houde et al., 2008b). Il s'agissait de lacs oligo- à méso-trophiques, de superficies diverses (11 à 82.170 km², et situés à différentes latitudes ou altitudes. Le TMF du PCB 153 compris entre 1.5 ± 0.5 et 6.0 ± 0.5 . Les différences de TMF (Σ PCB) en fonction de la latitude (t -test entre groupe nord et sud) n'est pas significative. En revanche, le P-total est corrélé positivement au TMF des PCB (Σ PCB) ou au TMF du PCB99, mais pas au TMF du PCB153 ; d'autres indicateurs du statut trophique des lacs ne montrent pas de relation significative.

Plusieurs études observent une corrélation positive entre TMF et log K_{ow} (Houde *et al.*, 2008b, Khairy *et al.*, 2014, Walters *et al.*, 2011). Cependant les TMF des congénères ayant des log $K_{ow} \geq 6.5$ ont tendance à diminuer.

⁸ CT : chaîne trophique

⁹ Malheureusement pas le PCB153

Valeur TMF à retenir : Σ PCB : 4.3 ; PCB 153 : 3.3 (2.7 – 3.8)

- moyenne géométrique des TMF du CB153 pour 17 lacs tirés de (Houde *et al.*, 2008b) - TMF sur la base de concentrations ajustées au taux de lipides
- L'intervalle (2.7 – 3.8) est calculé à partir des écart-type du TMF(CB153) pour chaque lac
- L'article cité ne rapporte pas les TMF pour Σ PCB dans les 17 lacs, bien qu'ils aient été calculés et soient discutés. Il mentionne des valeurs autour de 3.3 pour la plupart des lacs, jusqu'à \approx 6 pour le Lac Supérieur.
- Toutefois la moyenne géométrique des TMF pour 18 lacs (17 lacs de Houde *et al.* (2008b) + lac Cayuga a pu être déterminée (Houde M., communication personnelle)

3.2.3 PBDE

3.2.3.1 BSAF

Aucune des 15 études identifiées grâce à Scopus® n'a été prise en compte dans la base USACE. Il s'agit de 8 études en milieu marin (côtier) ou estuarien, 1 dans une lagune côtière, et 6 études en eau douce (rivières ou lac) ; 12 sont des études de terrain (mesures dans les sédiments et les organismes), et 3 en laboratoire, dont une sur sédiment enrichi. En première intention, une partie au moins¹⁰ de cette sélection pourrait compléter le jeu de données « terrain » de la base USACE.

Une première extraction de la base USACE a visé les essais en laboratoire, en écartant les valeurs individuelles, trop peu nombreuses (*StudyType=Lab AND SummStat=Mean*). Les organismes concernés par ces essais sont des oligochètes (*Tubifex tubifex* et *Lumbriculus variegatus*) ; 49 enregistrements ont été sélectionnés, et concernent tous des congénères individuels de PBDE, du 28 (tribromé) au 209 (décabromé). La base ne contient pas de BSAF pour des mélanges de PBDE. A titre indicatif, les valeurs de BSAF vont de 0.01 à 11.1, avec une médiane = 2.17 et une moyenne = 2.64. Ces indications n'ont cependant pas grande signification, les BSAF de congénères individuels (dans cette sélection, soit $N = 49$) ayant tendance à diminuer en fonction du nombre d'atomes de Br substitués (Figure 3 ; $R^2 = 0.55$, p -value < 0.0001), ce qui suggère une biodisponibilité décroissante en fonction du nombre d'atomes de Br.

¹⁰ Principalement eau douce / invertébrés

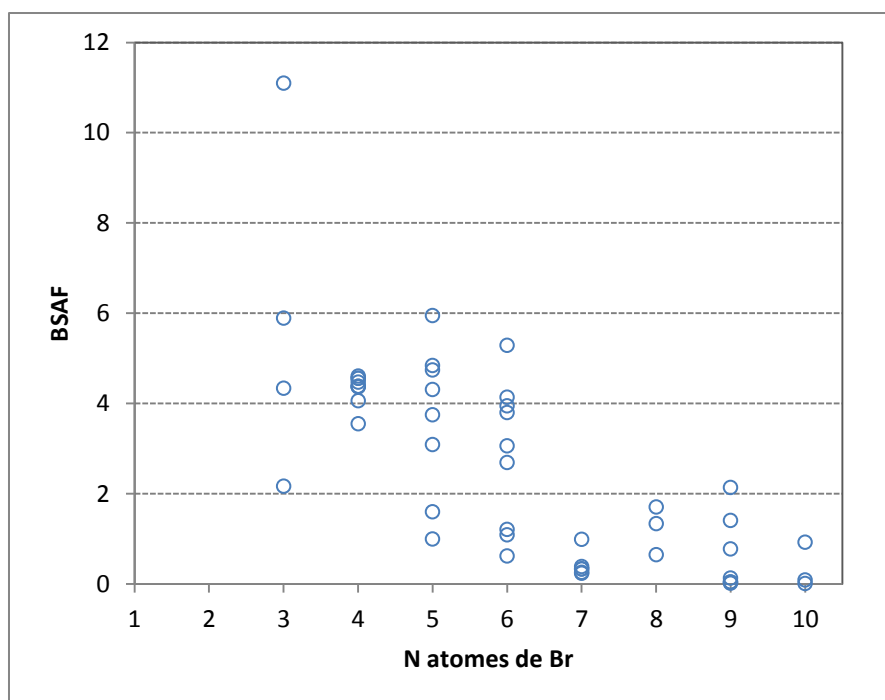


Figure 3 – BSAF et N atomes de Br, pour une sélection de BSAF

Par ailleurs, plusieurs études ont montré une relation de forme parabolique entre BSAF des congénères de PBDE et hydrophobicité, représentée par le $\log K_{ow}$ (Cappelletti *et al.*, 2015, Debruyne *et al.*, 2009, Ma *et al.*, 2016). Les BSAF les plus élevés correspondent aux congénères ayant des $\log K_{ow}$ autour de 6-7, tels que le BDE 47 ou le BDE99 (cf. (Debruyne *et al.*, 2009). A noter également que les PBDE peuvent être partiellement débromés par certains organismes (cf. par ex. (Cappelletti *et al.*, 2015). Cependant les oligochètes tels que *L. variegatus* ne semblent pas aptes à débromer les PBDE (Zhang *et al.*, 2013a). Il n'y a que 3 entrées (BSAF) pour le BDE47, provenant de trois études différentes avec des oligochètes (*Tubifex tubifex* et *Lumbriculus variegatus*) : 4.06 à 4.38.

La base USACE recèle un certain nombre ($N = 28$) de BSAF issus d'une étude de terrain. Cette étude en question concerne des organismes encagés (mollusque bivalve *Elliptio complanata*). L'adjonction de ces valeurs aux BSAF obtenus par Scopus® paraît donc légitime : il en résulte pour le BDE47 2 BSAF pour des organismes d'eau douce (*Ammarus pulex*, *Eriocheir sinensis*) et 5 BSAF pour des organismes marins (*Nereis virens*, *Nereis succinea*, *Crassostrea gigas* et *Mytilus coruscus*), valeurs moyennes ou individuelles selon les cas. L'étude déjà citée (Debruyne *et al.*, 2009) rapporte des BSAF individuels très élevés ($N=17$; moyenne 111 pour le BDE47). Si l'on ne tient pas compte de ces valeurs, il n'apparaît pas de différence entre les BSAF d'organismes marins et d'eau douce – mais l'effectif est réduit.

Les BSAF terrain (ou assimilés) du BDE 47 ont finalement été sélectionnés parce que :

- Ce congénère est le composant principal d'un mélange technique historique.
- Il résulte aussi de la débromination de congénères plus fortement bromés.
- Quand bien même certains invertébrés ne sont pas capables de débromer les PBDE, ce congénère présente un BSAF plus élevé du fait de la relation K_{ow} -BSAF.

Valeur **BSAF (BDE 47) à retenir = 8.9**

- 75^{ème} percentile des BSAF du BDE47 (études de terrain ou assimilées).
- Trop peu de données pour déterminer un 90^{ème} percentile fiable.
- La sélection utilisée pour déterminer cette valeur porte sur des BSAF calculés avec des teneurs ajustées au taux de lipides et au carbone organique.

3.2.3.2 TMF

La bioamplification des PBDE a fait l'objet d'assez nombreuses études ; en ne sélectionnant que celles combinant des analyses de PBDE dans différents organismes avec des mesures des rapports isotopiques, on trouve 17 études rapportant des TMF, et deux études pour lesquelles les auteurs ont appliqué une régression entre concentrations de PBDE et $\delta^{15}\text{N}$ sans aller jusqu'à dériver les TMF (Tableau 6). Une étude ayant trouvé une pente négative à la régression entre concentrations de PBDE et $\delta^{15}\text{N}$ (Guo *et al.*, 2008) n'a pas été prise en considération. Ces publications portent soit sur des réseaux trophiques lacustres ou assimilables, soit sur des réseaux trophiques marins, et différentes zones géographiques (Tableau 6).

En complément, des TMF ont été déterminés pour des PBDE individuels ou pour ΣPBDE sur 5 sites de rivière français (Babut *et al.*, 2016).

Ecosystème	Zone géographique	Congénères BDE	End-point	Référence
lac	tempéré	47, 99, 100, 209	TMF	(Law <i>et al.</i> , 2006)
marin	Arctique	28, 47, 49, 66, 99, 100, 153, 154	TMF	(Kelly <i>et al.</i> , 2008)
marin	tempéré	28, 47, 66, 99, 100, 153, 154, 183	TMF	(Wan <i>et al.</i> , 2008)
réservoir	sub-tropical	28, 47, 66, 99, 100, 153, 154, 209	TMF	(Wu <i>et al.</i> , 2009)
marin	subtropical	28, 47, 66, 99, 100, 153, 154	TMF	(Yu <i>et al.</i> , 2009)
marin	tempéré	28, 47, 49, 66, 85, 99, 100, 153, 154	TMF	(Losada <i>et al.</i> , 2009)
lac	tempéré	28, 47, 49, 66, 85, 99, 100, 153, 154, 183	TMF	(Hu <i>et al.</i> , 2010)
lac	tempéré	47, 99	TMF	(Borgå <i>et al.</i> , 2012a)
marin	tempéré	47	TMF	(Harmelin-Vivien <i>et al.</i> , 2012)
lac	tempéré	17, 28, 47, 66, 71, 85, 99, 100, 138, 153, 154, 183, 190, 209	TMF	(Yu <i>et al.</i> , 2012)
marin	tempéré	28, 47, 66, 77, 99, 100, 153, 154	TMF	(Ma <i>et al.</i> , 2013)
lac	tempéré	28, 47, 99, 100, 153, 154, 183, 209	TMF	(Poma <i>et al.</i> , 2014)
marin	tempéré	28, 47, 66, 99, 100, 153, 154, 183, 209	TMF	(Kobayashi <i>et al.</i> , 2015)
lac	tempéré	28, 47, 49+71, 66, 99, 100, 153, 154, 209	TMF	(Perez-Fuentetaja <i>et al.</i> , 2015)
marin	tempéré	17, 28, 47, 66, 85, 99, 100, 138, 153, 154, 183, 209	TMF	(Shao <i>et al.</i> , 2016)
lac	tempéré	28, 47, 99, 100, 153, 154, 183	TMF	(Zhou <i>et al.</i> , 2016)
marin	tempéré	47, 99, 100, 153, 154	Reg	(Mizukawa <i>et al.</i> , 2009)
lac	tempéré	47, 99, 100, 153, 154, 209	Reg	(Kuo <i>et al.</i> , 2010)
marin	tempéré	17, 28, 47, 66, 99, 100, 85, 153, 154, 183, 184, 209	TMF	(Romero-Romero <i>et al.</i> , 2017)

Tableau 6 – Etudes sur la bioamplification des PBDE accessibles dans la littérature scientifique

Ces TMF ayant été dérivés dans des systèmes différents, il convient de s'interroger au préalable sur leur comparabilité. Pour ce faire, d'une part les TMF du BDE47 obtenus dans des lacs (eau douce) à travers le monde ont été comparés à ceux obtenus dans les rivières françaises, d'autre part les TMF issus d'écosystèmes marins ont été comparés à ceux d'eau douce. Dans les deux cas, cette comparaison a été réalisée avec les TMF dérivés sur la base de concentrations ajustées en fonction des taux de lipides (Figure 4). Il y a trop peu de données pour évaluer l'effet du climat.

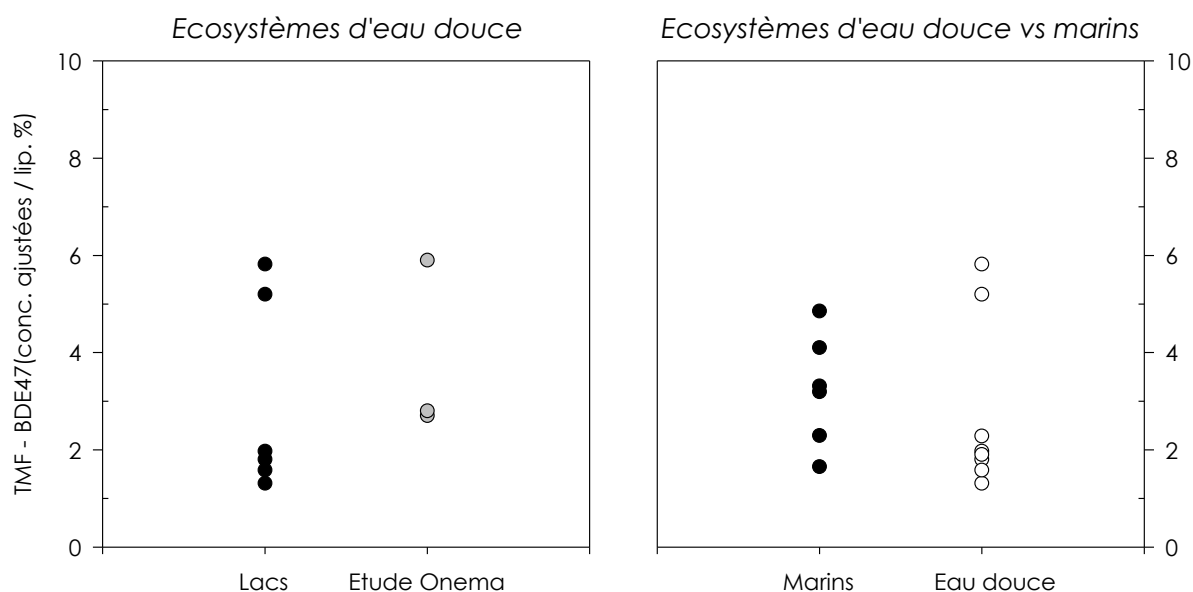


Figure 4 – Comparaison des TMF du BDE 47 dérivés dans différents écosystèmes

Dans les deux cas (lacs mondiaux / rivières françaises ou eau douce / marin) les gammes de valeurs de TMF obtenues après ajustement des concentrations au taux de lipides sont similaires. Il n'y a donc pas d'objection à regrouper toutes les études et calculer la moyenne géométrique des TMF. C'est ce qui a été fait pour le BDE47 et Σ PBDE, dans ce dernier cas sans se préoccuper du nombre et de la nature des congénères considérés.

Valeur de TMF à retenir : BDE47 : 2.8 ; Σ PBDE : 2.4

- Moyenne géométrique, (revue de littérature)
- TMF sur la base de concentrations ajustées au taux de lipides 18 valeurs exploitées pour BDE47
- 10 valeurs exploitées (mêmes études) pour Σ PBDE
- Très peu d'intervalles de confiance ou d'écart-type reportés ; impossible par conséquent de déterminer une plage de valeurs plausibles autour de la moyenne géométrique

3.2.4 PFOS

3.2.4.1 BSAF

La recherche sur Scopus® a permis d'identifier 10 articles contenant des BSAF pour le PFOS, tandis qu'il n'y a aucune entrée dans la base USACE concernant ce composé. Sur les 10 articles, trois concernent des poissons (Bhavsar *et al.*, 2016, de Vos *et al.*, 2008, Kwadijk *et al.*, 2014). Les autres études sont présentées au Tableau 7. A l'exception du BSAF du gammare (Bertin *et al.*, 2016), qui dérive des constantes cinétiques d'absorption et d'élimination, les concentrations de PFOS dans le sédiment ont été ajustées au taux de carbone organique.

Il s'agit dans tous les cas d'essais en laboratoire, sur sédiments contaminés non dopés, à l'exception d'un BSAF de *L. variegatus* obtenu à partir de sédiment enrichi (Higgins *et al.*, 2007).

Espèce	BSAF	err BSAF	Référence
<i>Lumbriculus variegatus</i>	0.85	0.11	(Prosser <i>et al.</i> , 2016)
<i>Hexagenia</i>	1.05	0.05	(Prosser <i>et al.</i> , 2016)
<i>Chironomus plumosus</i>	0.39	0.01	(Xia <i>et al.</i> , 2012)
<i>Lumbriculus variegatus</i>	0.49		(Lasier <i>et al.</i> , 2011)
<i>Lumbriculus variegatus</i>	0.83	0.20	(Higgins <i>et al.</i> , 2007)
<i>Lumbriculus variegatus</i>	0.98	0.19	(Higgins <i>et al.</i> , 2007)
<i>Lumbriculus variegatus</i> (*)	1.22	0.25	(Higgins <i>et al.</i> , 2007)
<i>Gammarus</i> spp.	4.76		(Bertin <i>et al.</i> , 2016)
<i>Chironomus riparius</i>	0.02		(Bertin <i>et al.</i> , 2014)
<i>Chironomus riparius</i>	0.01	0.003	(Bertin <i>et al.</i> , 2018)
<i>Chironomus riparius</i>	0.01	0.004	(Bertin <i>et al.</i> , 2018)

Tableau 7 – BSAF du PFOS (invertébrés)

(*) essai sur sédiment enrichi.

La valeur de BSAF à retenir (75^{ème} percentile) a été déterminée de deux façons : sur l'ensemble des valeurs, ou en calculant d'abord des percentiles séparés pour *L. variegatus* et chironomes, puis ensuite un percentile global à partir des BSAF individuels d'*Hexagenia* et gammares et des percentiles intermédiaires de *L. variegatus* et chironomes.

La première approche donne un BSAF = 1.02, la deuxième un BSAF = 1.98.

Valeur à retenir BSAF (PFOS) = 1.98

- 75^{ème} percentile des valeurs de BSAF, en retenant une valeur par taxon pour ne pas donner trop de poids à un taxon particulier, qu'il s'agisse d'un organisme susceptible d'accumuler des quantités importantes de PFOS ou au contraire de pas accumuler.
- Pour les deux taxons pour lesquels plusieurs BSAF étaient disponibles (*C. riparius* et *L. variegatus*), utilisation du 75^{ème} percentile.
- Le BSAF obtenu est assez incertain, en raison du faible nombre de valeurs disponibles.

3.2.4.2 TMF

Dans sa revue critique des TMF (et BMF) de PFAS, J. Franklin recense 12 études reportant des TMF pour le PFOS (Franklin, 2016). Parmi celles-ci, nous avons d'abord écarté une étude portant sur une chaîne trophique terrestre (Müller *et al.*, 2011). Bien qu'une relation significative ait été mise en évidence entre $\delta^{15}\text{N}$ et concentration de plusieurs PFAS, dont le PFOS, chez certaines espèces des poissons étudiés, une deuxième étude (Li *et al.*, 2008) a été écartée pour diverses raisons méthodologiques (nombre de taxons, relations trophiques insuffisamment détaillées, faible nombre d'échantillons ...). La revue citée (Franklin, 2016) a été complétée par une publication plus récente sur l'estuaire de la Gironde (Munoz *et al.*, 2017) ; les articles ainsi sélectionnés sont listés au Tableau 8 ci-dessous.

Plusieurs des chaînes trophiques étudiées incluent des mammifères ou des oiseaux (Houde *et al.*, 2006, Kelly *et al.*, 2009, Tomy *et al.*, 2004a, Tomy *et al.*, 2009, Zhou *et al.*, 2012) ; les données accessibles ne permettent que rarement de recalculer le TMF sans les organismes homéothermes (Kelly *et al.*, 2009). Certains TMF paraissent aussi incertains du fait d'écart avec les recommandations méthodologiques (estimation de concentrations dans l'organisme entier, effectifs échantillonnés, réplication). Compte tenu de la variabilité importante des TMF pointée par (Franklin, 2016), et de ces questions méthodologiques, seuls les TMF issus d'études de milieux d'eau douce (et un estuaire) sous climat tempéré ont été retenues.

Ecosystème	Zone géographique	Effectif (*)	TMF	EC-TMF ou intervalle 95%	Référence
lac	tempérée	>60	5.9	na	(Martin <i>et al.</i> , 2004)
marin	arctique	30 (24)	3.1	na	(Tomy <i>et al.</i> , 2004a)
			1.7	1.3	Recalc. (Houde <i>et al.</i> , 2006)
marin	subtropical	44 (24)	1.8	1.2	(Houde <i>et al.</i> , 2006)
		46 (12)	1.4	na	
lac	tempérée	32	3.8	1.0	(Houde <i>et al.</i> , 2008a)
marin	arctique	56	6.3 (**)	na	(Tomy <i>et al.</i> , 2009)
			19.6	4.2 – 90.5	
marin	arctique	20 (27)	0.5	0.3 – 0.9	(Kelly <i>et al.</i> , 2009)
transition	subtropicale	43	1.3	na	(Loi <i>et al.</i> , 2011)
lac	tempérée	17	na		(Zhou <i>et al.</i> , 2012)
lac	tempérée	≥ 35	2.9	na	(Xu <i>et al.</i> , 2014)
lac	tempérée	≥ 200	3.5	na	(Fang <i>et al.</i> , 2014)
estuaire	tempérée	147	1.5	1.5 – 1.6	(Munoz <i>et al.</i> , 2017)
rivière	tempérée	15	3.1	2.5 – 3.7	Convention Onema-Irstea 2012-2016, action n°38
rivière	tempérée	26	2.4	0.9 – 3.9	
rivière	tempérée	19	2.6	2.4 – 2.7	
rivière	tempérée	21	4.1	2.7 – 5.4	
rivière	tempérée	25	2.6	2.5 – 2.7	

Tableau 8 – Sélection d'études sur la bioamplification du PFOS

(*) N mammifères ou autres poïkilothermes entre (). (**) Base foie – blanc de baleine ; valeur plus élevée après estimation des concentrations WB chez les mammifères

Valeur de TMF à retenir (PFOS) : 3.0 (2.1– 3.3)

- Moyenne géométrique des TMF pour des écosystèmes d'eau douce en régime tempéré
- Inclut un estuaire (Gironde)

3.2.5 PCDD/F

Pour rappel, l'ensemble polychloro-dibenzo-*p*-dioxines (PCDD) - polychloro-dibenzo-*p*-furanes (PCDF) comprend 17 substances, qui diffèrent par leur noyau (dioxine ou furane) et par le nombre (de 4 à 8) d'atomes de chlore et leur position. Ces substances partagent les mêmes propriétés toxicologiques, en raison de leur affinité pour un récepteur spécifique. Toutefois, l'ampleur des effets varie de plusieurs ordres de grandeur entre les PCDD et PCDF, par rapport à une substance de référence, la 2,3,7,8 tétrachloro-dibenzo-dioxine (TCDD). Par ailleurs, les effets liés à ce récepteur spécifique concernent surtout les vertébrés. La NQE biote s'applique à l'ensemble des PCDD/F, et est exprimée en concentration équivalente (TEQ) à la 2,3,7,8 TCDD, en sommant les concentrations des différents congénères multipliés par leur facteur équivalent toxique (TEF) ; les TEF reflètent les différences d'amplitude de l'effet toxique par rapport à la 2,3,7,8 TCDD.

3.2.5.1 BSAF

Base USACE

- 32 entrées pour une sélection de résultats provenant du terrain ou du laboratoire avec des sédiments du terrain (non enrichis), pour lesquels le critère *Summstat = mean*. Ces données concernent 10 congénères (et une entrée « total PCDD/F »), avec une valeur médiane BSAF = 0.25. Les BSAF

maximum les plus élevés se rapportent à un penta- et un hexa-CDF (1.63 et 2.40, respectivement) ; la valeur maximum de BSAF pour la 2,3,7,8 TCDD est égale à 0.81.

- 29 entrées pour une sélection de résultats provenant du terrain ou du laboratoire avec des sédiments du terrain (non enrichis), (et une entrée « total PCDF ») pour lesquels le critère *Summstat = single*. Ces résultats concernent 8 congénères, avec une gamme de valeurs de BSAF entre 0.02 et 1.45. Ici la valeur la plus élevée correspond au même penta-CDF que précédemment.
- 24 entrées pour une sélection de résultats provenant d'une étude en mésocosme avec des sédiments enrichis par un seul composé (2,3,7,8-TCDF) ; 2 espèces ont été testées, une larve d'insecte (genre *Hexagenia*) et un mollusque filtreur (*Pyganodon grandis*). Les BSAF sont compris entre 0.03 – 0.94 et 0.02 – 7.45 respectivement.

3.2.5.2 TMF

Apparemment très peu d'études rapportent des TMF pour ce groupe de composés. Une étude chinoise portant sur une large gamme de composés organochlorés – hexachlorobenzène, PCB, PCDD/F – dans le réseau trophique de la baie de Bohai propose des TMF pour plusieurs congénères de PCDD ou PCDF, en signalant que les corrélations entre TL et concentrations de ces congénères dans les lipides n'étaient pas significatives (Wan *et al.*, 2005). Plus récemment, des TMF ont été déterminés sur la partie estuarienne de la Passaic River (USA), secteur caractérisé par des sources de contamination importantes pour les PCB et les PCDD/F (Khairy *et al.*, 2014). L'étude de Romero-Romero *et al.* citée précédemment (cf. 3.2.2.2) rapporte des concentrations de PCDD/F dans les tissus des espèces échantillonnées, mais ne propose pas de TMF (Romero-Romero *et al.*, 2017). Enfin une étude sur deux chaînes trophiques du nord de la mer Baltique, à savoir une pélagique avec le hareng comme prédateur apical, et une littorale où cette position est tenue par des eiders juvéniles (homéothermes) pointe une augmentation significative des concentrations de certains congénères de PCDD avec le $\delta^{15}\text{N}$ (Broman *et al.*, 1992). Il serait donc éventuellement possible d'estimer des TMF à partir de ces séries de données.

Le faible nombre de TMF disponible, même potentiellement, ainsi que le fait que ces études aient porté sur des écosystèmes marins ou estuariens, rend difficile la détermination d'un seuil sédiment fiable selon la procédure résumée au Tableau 2.

Cependant :

- Dans la démarche d'évaluation du danger des sédiments, les PCDD/F sont considérées comme « substances contextuelles », i.e. à chercher en cas de suspicion en raison des activités (historiques) en amont du site.
- En dehors de ces sites, les PCDD/F représentent $\leq 20\%$ de la TEQ estimée dans la chair des poissons français (Babut *et al.*, 2009). En-dehors de sites contaminés, ces composés ne sont pas en cause dans les dépassements du seuil réglementaire pour l'ensemble PCDD/F + PCB-DL.
- La TEQ vise l'ensemble des PCDD/F, mais les BSAF peuvent varier sensiblement selon les congénères.

Il paraît donc préférable de ne pas dériver de seuil sédiment pour ces composés. Si des dioxines sont suspectées sur un site, il conviendrait de commencer par lever ou confirmer la suspicion. En cas de confirmation il paraîtrait alors légitime de passer directement à l'étape 3 de la procédure graduée (évaluation spécifique).

3.2.6 HBCDD

3.2.6.1 BSAF

La recherche bibliographique n'a permis de retrouver que peu d'études rapportant des BSAF pour ce composé (Tableau 1). Parmi les 6 études recensées, 2 concernent des poissons (eau douce), et quatre portent sur des invertébrés, à savoir des mollusques bivalves, provenant de milieux saumâtres (lagunes) ou marin. Une étude a été réalisée en mésocosme, les autres sont des études de terrain.

Après examen, deux études n'ont pas été prises en considération :

- i. La première en raison d'une présentation très imprécise des résultats, notamment la détermination des BSAF : il était notamment impossible de vérifier si les concentrations étaient ajustées au taux de lipides dans les tissus, et au taux de carbone organique dans les sédiments (Ali *et al.*, 2015).
- ii. L'étude en mésocosme (Bradshaw *et al.*, 2015) a produit des BSAF extrêmement élevés par rapport aux études de terrain. Ces BSAF ont été considérés comme des « outliers ».

Les BSAF des études sélectionnées sont reportés au Tableau 9 ci-dessous.

Espèce	BSAF	Err-BSAF	Commentaires	Référence
clam (non spécifié)	0.29 – 6.35		Σ HBCDD ; 3 sites	(Casatta <i>et al.</i> , 2015)
<i>Crassostrea gigas</i>	0.10	0.11	α HBCDD ; moyennes sur	(Gu <i>et al.</i> , 2017)
<i>Mytilus coruscus</i>	0.15	0.12	l'ensemble des sites	
<i>Crassostrea gigas</i>	0.02	0.03	Σ HBCDD; moyennes sur	(Gu <i>et al.</i> , 2017)
<i>Mytilus coruscus</i>	0.04	0.04	l'ensemble des sites	
barbeau	0.23 - 1.23		Σ HBCDD	(Van Beusekom <i>et al.</i> , 2006)
brochet	0.60 - 15		Σ HBCDD	(Sellström <i>et al.</i> , 1998)

Tableau 9 – Compilation des BSAF pour HBCDD

Selon l'approche exposée au chapitre 2, il conviendrait de considérer soit des BSAF poissons, soit des BSAF invertébrés ; dans un cas comme dans l'autre il y a très peu de BSAF disponibles. Les deux BSAF pour l' α HBCDD ne peuvent pas non plus être pris en considération avec les BSAF calculés pour Σ HBCDD.

Le jeu de données de BSAF est trop peu robuste pour estimer un percentile des BSAF, que ce soit sur invertébrés en vue d'une combinaison au TMF, ou que ce soit sur poisson.

- Toutefois la borne supérieure des BSAF du barbeau (1.2) pourrait être testée à titre exploratoire.

3.2.6.2 TMF

Onze études portant sur la bioamplification de l'HBCDD ont pu être identifiées. Certaines s'intéressent uniquement aux isomères, en particulier α , β et γ , et les données accessibles ne permettent pas de calculer de TMF pour Σ HBCDD : c'est le cas de (Tomy *et al.*, 2008) et (Tomy *et al.*, 2009). Ces deux études portent sur des écosystèmes marins dans l'Arctique canadien et incluent des mammifères (narval, beluga, morse). C'est également le cas pour (Haukås *et al.*, 2010), qui ont étudié la bioamplification des stéréo-isomères d'HBCDD dans une chaîne trophique de la côte norvégienne. Une étude chinoise s'est intéressée au transfert trophique des isomères de l'HBCDD dans un système terrestre et aquatique sous influence d'un site de traitement de déchets électroniques (Zhu *et al.*, 2017). Elle conclut à un TMF de 6.36 pour les espèces aquatiques ; il n'a cependant pas été possible d'accéder à l'étude complète et analyser les méthodes appliquées, ce qui a conduit à l'écarter.

Il reste six études (Law *et al.*, 2006, Poma *et al.*, 2014, Tomy *et al.*, 2004b, Wu *et al.*, 2010, Zhang *et al.*, 2013b)

avec des données exploitables pour Σ HBCDD, représentant une douzaine écosystèmes d'eau douce ou marine ; le Tableau 10 reporte les TMF concernant spécifiquement les systèmes d'eau douce. Les études sur les lacs nord-américains (Law *et al.*, 2006, Tomy *et al.*, 2004b) et sur le lac Majeur en Italie (Poma *et al.*, 2014) apparaissent robustes et bien conduites, notamment en ce qui concerne la sélection des données pour la détermination du TMF. Il en va de même de l'étude sur le transfert dans plusieurs réseaux trophiques de la région de Tianjin (Chine) (Zhang *et al.*, 2013b) ; cependant le TMF recalculé en excluant les oiseaux du réseau trophique aquatique d'eau douce est reconnu comme plus incertain.

En revanche, il paraît préférable de ne pas prendre en compte une autre étude chinoise, dans un lac sous l'influence d'un site de dépôt et de recyclage de déchets électroniques, qui soulève des questions méthodologiques et aboutit à une pente de la régression non significativement différente de 0 (Wu *et al.*, 2010).

Ecosystème	Zone géographique	Effectif	TMF	Référence
lac	tempérée	18	6.3	(Tomy <i>et al.</i> , 2004b)
lac	tempérée	33	3.1	(Law <i>et al.</i> , 2006)
lac	tempérée	88	1.8	(Wu <i>et al.</i> , 2010)
marin	tempérée	37	2.4	(Zhang <i>et al.</i> , 2013b)
rivière	tempérée	34	2.1	(Zhang <i>et al.</i> , 2013b) - recalculé
lac	tempérée	126	1.8	(Poma <i>et al.</i> , 2014)
rivière	tempérée	16	1.6 (0.2)	Convention Onema-Irstea 2012-2016, action n°38
rivière	tempérée	26	4.8 (0.6)	
rivière	tempérée	17	2.2 (1.2)	
rivière	tempérée	20	2.6 (0.2)	

Tableau 10 – Sélection d'études sur la bioamplification de l'HBCDD

Dans leur étude des impacts de l'HBCDD dans la région de Tianjin (Chine), Zhang *et al.* incluent des goélands dans la chaîne trophique étudiée (Zhang *et al.*, 2013b). La présence d'organismes homéothermes (dont les oiseaux font partie) est susceptible de modifier la pente de la régression entre le logarithme des concentrations en contaminants et niveau trophique ou $\delta^{15}\text{N}$. C'est pourquoi la régression a été recalculée à partir des données (moyenne de chaque niveau trophique, $N = 3$) du tableau 2 de cet article en excluant le goéland. On obtient un TMF = 2.1 (l'intervalle de confiance sur la pente permet de donner une fourchette 1.2 – 3.6).

Valeur de TMF à retenir (Σ HBCDD) : 2.9

- Moyenne géométrique des TMF obtenus pour des écosystèmes d'eau douce en climat tempéré
- Une étude exclue (Wu *et al.*, 2010 : pente non significative, interrogations méthodologiques
- Pas d'intervalle de confiance ni d'écart-type reportés dans la plupart des cas

3.2.7 PeCB

3.2.7.1 BSAF

La base USACE ne présente qu'un BSAF égal à 355 pour la carpe (*C. carpio*), sur la base de mesures *in situ*, à proximité d'un site contaminé.

Gobas *et al.* ont réalisé des analyses de PeCB sur un sédiment de lac et de nymphes de libellules (*Hexagenia limbata*) (Gobas *et al.*, 1989). Ils trouvent un rapport moyen (équivalent à un BSAF sans ajustement au taux de lipides ni au taux de carbone organique) de 0.14, avec un écart type de 0.08.

3.2.7.2 TMF

Un TMF de 2.93 a été publié à la suite d'une étude sur une chaîne trophique de l'Arctique (zooplancton, morue arctique et autres poissons, phoque, beluga) ; cette étude comporte également des BMF, notamment un BMF égal à 3.1 pour le couple morue – zooplancton (Hoekstra *et al.*, 2003). Dans cette étude, la chaîne trophique inclut des organismes homéothermes, dont la respiration est aérienne ; idéalement, il conviendrait de recalculer le TMF en limitant la chaîne trophique au poisson.

Dans une chaîne trophique arctique (macro-algues – beluga), le TMF est estimé à 5.98 (4.68 – 7.66), ou 2.68 (2.18 – 3.29) si seulement les organismes aquatiques sont pris en considération (Kelly, 2006).

Plus récemment, K. Vorkamp et F. Riget ont passé en revue les données disponibles sur la présence dans l'Arctique et la bioaccumulation de nombreux composés émergents, ou historiques, dont le pentachlorobenzène (Vorkamp et Rigét, 2014). Cette revue ne comprend pas de TMF (ni de BSAF) pour le PeCB, mais seulement des indications sur les niveaux de contamination.

Au bilan, on dispose de données en nombre très limité pour le PeCB, que ce soit en ce qui concerne les BSAF comme les TMF. De plus ces derniers concernent des écosystèmes assez éloignés (Arctique – milieu marin). Il paraît donc préférable de ne pas dériver de seuil sédiment pour le pentachlorobenzène. Si la présence de ce composé était suspectée sur un site, il conviendrait de commencer par lever ou confirmer la suspicion. En cas de confirmation, l'évaluation pourrait alors démarrer directement à l'étape 2 de la procédure graduée, en ciblant le poisson pour l'élément de preuve bioaccumulation.

4 Détermination de concentrations équivalentes aux NQE biote dans le sédiment

Le Tableau 11 récapitule, pour celles des substances prioritaires où la transposition était faisable, (i) le TMF sélectionné, (ii) le BSAF sélectionné, ainsi que les valeurs transposées aux invertébrés, dotés d'un niveau trophique arbitraire de 2, et au sédiment, en appliquant l'Équation 6 puis l'Équation 5. Pour rappel, les valeurs de TMF pour Σ PCB et de BSAF pour HBCDD (indiquées en italique) restent incertaines.

Parmi ces 5 substances (substances ou groupes), deux ont fait l'objet de transposition à partir non pas de la NQE_{biote} fixée dans la directive 2013/039 : Σ PCB, parce qu'il ne s'agit pas d'une substance prioritaire au sens de cette directive, et PBDE. Les références utilisées dans ces deux cas sont indiquées dans la colonne « source » et en légende du Tableau 11.

PS #	Nom	NQE-biote	Source	TMF	Eq_NQE (invertébrés)	BSAF	Eq. NQE (sédiment)
21	mercure	20	(A)	4.3	1.08	2.33	0.46
-	Σ PCB (NDL)	125	(B)	4.3	8.22	6.00	1.19
5	PBDE	44	(C)	2.4	8.04	8.90	0.90
35	PFOS	9.1	(A)	3.0	1.01	1.98	0.51
43	HBCDD	167	(A)	2.9	20.90	1.20	17.42
	<i>unités</i>	<i>ng.g⁻¹ (pf)</i>			<i>ng.g⁻¹ (pf)</i>		<i>ng.g⁻¹ (ps)</i>

Tableau 11- Concentrations-seuil dans le sédiment équivalentes aux NQE_{biote}

- Directive 2013/039 (P.E. et C.E., 2013)
- Règlement 1259/2011/CE (C.E., 2011)
- Guide sur la mise en œuvre de la surveillance de l'état chimique dans le biote, tableau 5.3 p 33 (E.C., 2014)

Dans le cas des PCB, le recours au règlement 1259/2011 est justifié par le fait que la NQE des dioxines-furannes (incluant les PCB de type dioxine) est identique à la valeur limite pour ces mêmes composés dans ledit règlement.

Dans le cas des PBDE, la transposition de la NQE_{biote} ne pose pas de difficulté en elle-même ; cependant la valeur de départ (NQE_{biote} = 0.0085 ng.g⁻¹ pf) est extrêmement basse, ce qui conduirait de facto à une concentration non mesurable dans le sédiment – et à un risque de dépassement systématique. La transposition a été faite à l'aide du BSAF et du TMF sélectionnés pour le BDE47, composé majoritaire de Σ PBDE.

Les limites de quantification recommandées par Aquaref pour les sédiments sont de 10 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (ps)¹¹ pour le mercure, 0.1 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pour les PCB¹², et 5 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pour le décabromodiphényl-éther (principalement composé de BDE 209, seul BDE figurant dans la liste publiée). Pour le PFOS et l'HBCDD (somme des trois principaux isomères) les limites respectives sont toutes deux égales à 10 ng.g⁻¹ (ps).

L'utilisation de concentration-seuil par transposition de NQE_{biote} paraît donc compromise pour le mercure, le PFOS et possiblement aussi pour les PBDE.

5 Pertinence des seuils de qualité obtenus

5.1 Sensibilité du seuil au choix des valeurs de paramètres

Afin d'obtenir une première évaluation de l'incertitude associée aux seuils obtenus, une variation de 0.1 dans un sens ou dans l'autre a été appliquée aux trois paramètres utilisés : TMF, BSAF, TL_{inv}. L'effet de ces variations

¹¹ L'unité $\mu\text{g.kg}^{-1}$ est équivalente à ng.g⁻¹

¹² Chaque congénère, donc même valeur pour la somme des congénères indicateurs (NDL)

est rapporté dans le Tableau 12 ci-dessous. L'effet des variations de BSAF et de TMF reste limité, tandis que celui du niveau trophique assigné aux invertébrés est plus important.

PS #	Nom	Eq. NQE (sédiment)	- 0.1 BSAF	+ 0.1 BSAF	- 0.1 TMF	+ 0.1 TMF	- 0.1 TI _{inv}	+ 0.1 TI _{inv}
21	mercure	0.46	0.49	0.45	0.49	0.44	0.40	0.54
-	ΣPCB (NDL)	1.19	1.15	1.11	1.18	1.08	0.97	1.30
5	PBDE	0.90	0.87	0.85	0.93	0.79	0.79	0.94
35	PFOS	0.51	0.54	0.49	0.55	0.48	0.46	0.57
43	HBCDD	17.42	18.05	15.27	17.75	15.46	14.88	18.41

Tableau 12 – Sensibilité des seuils aux paramètres

Un deuxième aspect de cette question concerne le choix des indicateurs : pour le BSAF c'est en général le 75^{ème} percentile des valeurs sélectionnées qui a été choisi, tandis que pour le TMF il s'agit de la moyenne géométrique. Le choix de la moyenne géométrique se réfère notamment à une recommandation d'un séminaire international (*HESI Bioaccumulation Committee - Environmental specimen banks: application for TMFs* Nantes, mai 2016). Celui du 75^{ème} ou 90^{ème} percentile des BSAF peut se justifier par des considérations relatives aux risques, et a déjà été employé dans des essais similaires (Babut *et al.*, 2012). Le nombre généralement restreint de TMF disponibles pour chaque substance, et l'ignorance de leur distribution ou (partiellement) des facteurs expliquant leurs variations selon les écosystèmes justifient pleinement l'application de la moyenne géométrique.

Par conséquent, pour améliorer (éventuellement) les seuils proposés au Tableau 11, il serait plus intéressant de s'intéresser au TL assigné aux invertébrés benthiques et à leur variabilité qu'à affiner les BSAF ou TMF, sauf dans le cas de l'HBCDD pour lequel on manque de BSAF.

5.2 Capacité prédictive du seuil sédiment

Le principe de cette évaluation de la capacité prédictive consiste, pour un ensemble de sites où on dispose à la fois de données de contamination des sédiments et des poissons, si le dépassement du seuil de qualité assigné au sédiment correspond effectivement à un dépassement de la NQE chez les poissons.

Malheureusement ces jeux de données ne sont pas disponibles, sauf pour les PCB, à la suite du plan d'actions dédié à cette famille de contaminants (2008-2013).

Le jeu de données utilisé est le même que celui qui a permis un exercice similaire en 2011 (Babut *et al.*, 2012). Les distributions potentielles des BSAF avaient été déterminées pour des poissons du bassin Rhône-Méditerranée-Corse provenant de 76 sites différents. Ce jeu de données comprend 482 poissons analysés individuellement, dont 161 présentent dans leurs filets des teneurs $\geq 125 \text{ ng.g}^{-1}$ pour la somme des PCB indicateurs (cf. § 4). Si l'on applique la règle de classement des sites préconisée (E.C., 2014), 22 sites sur 76 sont non conformes ; dans la plupart des cas tous les poissons analysés pour un même site ont été pris en compte dans le calcul de la moyenne géométrique ; pour trois sites cependant, seules les espèces plus susceptibles d'accumuler les PCB (anguille, barbeau, brème etc.), compte tenu d'une différence d'accumulation très importante entre ces espèces et les autres espèces analysées sur les mêmes sites. Ce classement est présenté

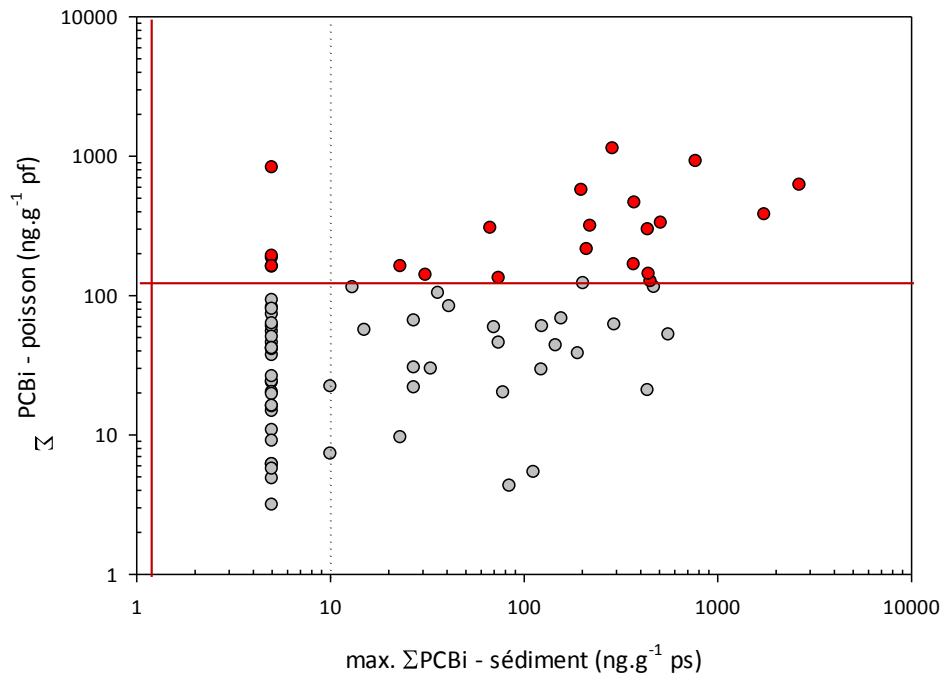


Figure 5 ; les points gris correspondent aux sites pour lesquels les poissons sont (en moyenne) conformes au critère de 125 ng.g^{-1} (pf), et les points rouges au contraire ceux pour lesquels ils ne sont pas conformes à ce critère. La ligne rouge horizontale correspond au critère retenu pour les poissons, et la ligne rouge verticale au seuil proposé pour les sédiments par transposition du seuil précédent. La ligne pointillée verte signale la limite de quantification dans les sédiments (dans ce jeu de données) ; les points alignés verticalement en-deçà de cette ligne ont été dotés d'une valeur arbitraire 5 ng.g^{-1} pour faciliter la représentation graphique.

Cet exercice présente plusieurs limites importantes :

- La limite de quantification des PCB dans les sédiments (10 ng.g^{-1} ps) était trop élevée ; on peut également suspecter des problèmes d'échantillonnage des sédiments sur certains sites.

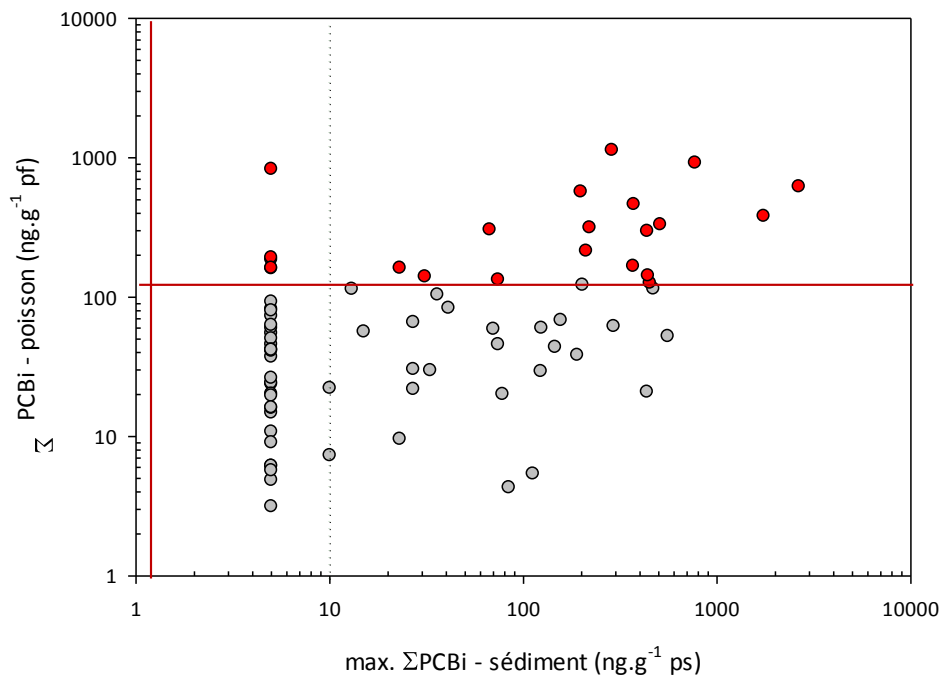


Figure 5 – Comparaison des concentrations en PCB dans la chair des poissons et les sédiments par rapport aux seuils respectifs

- Les concentrations dans les sédiments n'ont pas été ajustées au taux de carbone organique (donnée manquante).
- Le nombre de poissons analysés à chaque site était très hétérogène (de 1 à 24).
- Le nombre d'espèces présentes par site était également très variable, souvent inférieur au nombre d'individus nécessaire pour déterminer une moyenne suffisamment robuste ; il en va de même pour le nombre d'individus d'une espèce donnée. La comparabilité des sites entre eux, ainsi que la fiabilité du classement des sites, du fait de cette hétérogénéité, restent assez douteuses.

Quoiqu'il en soit, même si la limite de quantification avait été plus basse, le seuil proposé (1.19 ng.g^{-1} ps) resterait très conservateur, puisque 54 sites seraient mal classés (erreur de type I, prédiction de dépassement du critère chez les poissons alors qu'il ne l'est pas). A contrario, rehausser le seuil dans les sédiments conduirait à un nombre potentiellement élevé d'erreurs de type II (prédiction de non-dépassement alors que le critère est dépassé). A noter cependant qu'en sélectionnant uniquement les espèces barbeau, brème, carpe et anguille on diminuerait sensiblement le nombre d'erreurs de type I.

6 Conclusions

La transposition des NQE_{biote} , théoriquement possible en déterminant des valeurs équivalentes à la NQE chez les invertébrés à l'aide de facteurs d'amplification trophiques (TMF), puis en calculant les concentrations correspondantes dans les sédiments à l'aide de facteurs d'accumulation sédiment-biote (BSAF), a été appliquée à plusieurs substances (ou groupes) ciblées dans le cadre d'une procédure d'évaluation de la dangerosité des sédiments d'eau douce.

Les BSAF et TMF ont été obtenus par recherche bibliographique dans des ressources documentaires en ligne (Scopus®) et dans la base de données des BSAF développée par l'US Army Corps of Engineers.

Plusieurs difficultés sont apparues pendant ce travail :

- Absence (ou nombre trop réduit) de données, en particulier pour les BSAF : cela a été le cas pour le groupe PCDD/F (polychloro-dibenzo-dioxines et -furannes), l'hexabromocyclododécane (HBCDD) et le pentachlorobenzène.
- De même peu ou pas de TMF ont pu être identifiés pour le groupe PCDD/F et le pentachlorobenzène.
- Dans certains cas (par ex. PBDE), valeurs de BSAF pour les congénères individuels, mais peu ou pas pour Σ PBDE (dont la composition est au demeurant susceptible d'évoluer entre compartiments).

Il a finalement été possible de proposer des valeurs seuil dans le sédiment pour le mercure, les PCB (somme des 6 congénères 28, 52, 101, 138, 153 et 180), les polybromodiphényl-éthers (somme des congénères 28, 47, 99, 100, 153 et 154), et le perfluorooctane sulfonate (PFOS), ainsi que l'HBCDD (nonobstant le petit nombre de BSAF identifiés). Les seuils proposés pour le mercure et probablement les PBDE paraissent bas par rapport aux recommandations d'Aquaréf en matière de limites de quantifications ; le seuil PCB semble plus accessible.

Dans le détail, les choix opérés aux différentes étapes (par exemple entre les BSAF issus d'études en laboratoire ou du terrain) peuvent certainement être contestés. Néanmoins, les seuils proposés sont assez peu sensibles aux variations de BSAF ou de TMF. Les BSAF mesurés en laboratoire peuvent d'autre part être considérées comme des estimations raisonnables des BSAF de terrain, sous certaines conditions expérimentales (Burkhard *et al.*, 2012). La sélection des TMF a suivi les recommandations d'un groupe d'experts internationaux.

Ces précautions n'éliminent pas les incertitudes sur la validité des seuils sédiments. Il n'a pas été possible de réellement tester leur capacité prédictive, à part pour les PCB, sur un jeu de données présentant plusieurs difficultés méthodologiques. Cet essai a cependant souligné que le seuil PCB était très conservateur.

Références

- Adjei-Boateng D, Obirikorang KA, Amisah S (2010). Bioaccumulation of heavy metals in the tissue of the Clam *Galatea paradoxa* and sediments from the volta estuary, Ghana. *International Journal of Environmental Research*, **4**: 533-540.
- Ali N, Ali LN, Eqani SAMAS, Ismail IMI, Malarvannan G, Kadi MW, Al-badry Basahi JM, Covaci A (2015). Organohalogenated contaminants in sediments and bivalves from the Northern Arabian Gulf. *Ecotoxicol Environ Safe*, **122**: 432-439.
- Almasieh K, Kaboodvandpour S (2012). Evaluation of mercury accumulation in sediments and benthic invertebrate masses from Sananda gheslugh reservoir. *Journal of Environmental Studies*, **38**: 19-30.
- Ankley GT (1992). Bioaccumulation of PCBs from sediments by oligochaetes and fishes: comparison of laboratory and field studies. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, **49**: 2080-2085.
- Babut M, Ferrari BJD, Lauzent M, Simonnet-Laprade C, Labadie P, Budzinski H (2016). *Accumulation de contaminants prioritaires par des invertébrés et poissons d'eau douce - Facteurs d'amplification trophique pour l'hexabromocyclododécane, le perfluorooctane sulfonate et les polybromodiphényléthers*, Onema
- Babut M, Lopes C, Pradelle S, Persat H, Badot P-M (2012). BSAFs for freshwater fish and derivation of a sediment quality guideline for PCBs in the Rhone basin, France. *J Soils Sediments*, **12**: 241-251.
- Babut M, Miege C, Villeneuve B, Abarnou A, Duchemin J, Marchand P, Narbonne JF (2009). Correlations between dioxin-like and indicators PCBs: potential consequences for environmental studies involving fish or sediment. *Environ Pollut*, **157**: 3451-3456.
- Bertin D, Ferrari BJD, Labadie P, Sapin A, Da Silva Avelar D, Beaudouin R, Pery ARR, Garric J, Budzinski H, Babut M (2018). Refining uptake and depuration constants for fluoroalkyl chemicals in *Chironomus riparius* larvae on the basis of experimental results and modelling. *Ecotoxicol Environ Safe*, **149**: 284-290.
- Bertin D, Ferrari BJD, Labadie P, Sapin A, Garric J, Budzinski H, Houde M, Babut M (2014). Bioaccumulation of perfluoroalkyl compounds in midge (*Chironomus riparius*) larvae exposed to sediment. *Environ Pollut*, **189**: 27-34.
- Bertin D, Labadie P, Ferrari BJD, Sapin A, Garric J, Geffard O, Budzinski H, Babut M (2016). Potential exposure routes and accumulation kinetics for poly- and perfluorinated alkyl compounds for a freshwater amphipod: *Gammarus* spp. (Crustacea). *Chemosphere*, **155**: 380-387.
- Bhavsar SP, Fowler C, Day S, Petro S, Gandhi N, Gewurtz SB, Hao C, Zhao X, Drouillard KG, Morse D (2016). High levels, partitioning and fish consumption based water guidelines of perfluoroalkyl acids downstream of a former firefighting training facility in Canada. *Environ Int*, **94**: 415-423.
- Borgå K, Fjeld E, Kierkegaard A, McLachlan M (2012a). Food web accumulation of cyclic siloxanes in Lake Mjøsa, Norway. *Environ Sci Technol*, **46**: 6347-6354.
- Borgå K, Kidd KA, Muir DCG, Berglund O, Conder JM, Gobas FAPC, Kucklick J, Malm O, Powell DE (2012b). Trophic magnification factors: Considerations of ecology, ecosystems and study design. *Integr Environ Assess Manag*, **8**: 64-84.
- Boszke L, Kowalski A, Glosinska G, Szarek R, Siepak J (2003). Environmental factors affecting speciation of mercury in the bottom sediments; an overview. *Polish Journal of Environmental Studies*, **12**: 5-13.
- Bradshaw C, Strid A, von Stedingk H, Gustafsson K (2015). Effects of benthos, temperature, and dose on the fate of hexabromocyclododecane in experimental coastal ecosystems. *Environ Toxicol Chem*, **34**: 1246-1257.
- Broman D, Rolff C, Näf C, Zebühr Y, Fry B, Hobbie J (1992). Using ratios of stable nitrogen isotopes to estimate bioaccumulation and flux of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in two food chains from the Northern Baltic. *Environ Toxicol Chem*, **11**: 331-345.
- Burkhard LP (2003). Factors influencing the design of bioaccumulation factor and biota-sediment accumulation factor field studies. *Environ Toxicol Chem*, **22**: 351-360.
- Burkhard LP, Arnot JA, Embry MR, Farley KJ, Hoke RA, Kitano M, Leslie HA, Lotufo GR, Parkerton TF, Sappington KG, Tomy GT, Woodburn KB (2012). Comparing laboratory- and field-measured biota-sediment accumulation factors. *Integr Environ Assess Manag*, **8**: 32-41.
- Burkhard LP, Borgå K, Powell DE, Leonards P, Muir DCG, Parkerton TF, Woodburn KB (2013). Improving the Quality and Scientific Understanding of Trophic Magnification Factors (TMFs). *Environ Sci Technol*, **47**: 1186-1187.
- C.E. (2011). *Règlement (UE) N° 1259/2011 de la Commission modifiant le règlement (CE) n o 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales en dioxines, en PCB de type dioxine et en PCB autres que ceux de*

- type dioxine des denrées alimentaires*. In: Européenne C (ed), 6.
- Cappelletti N, Speranza E, Tatone L, Astoviza M, Migoya MC, Colombo JC (2015). Bioaccumulation of dioxin-like PCBs and PBDEs by detritus-feeding fish in the Rio de la Plata estuary, Argentina. *Environ Sci Pollut Res*, **22**: 7093-7100.
- Casatta N, Mascolo G, Roscioli C, Viganò L (2015). Tracing endocrine disrupting chemicals in a coastal lagoon (Sacca di Goro, Italy): Sediment contamination and bioaccumulation in Manila clams. *Sci Tot Environ*, **511**: 214-222.
- de Vos MG, Huijbregts MAJ, van den Heuvel-Greve MJ, Vethaak AD, Van de Vijver KI, Leonards PEG, van Leeuwen SPJ, de Voogt P, Hendriks AJ (2008). Accumulation of perfluorooctane sulfonate (PFOS) in the food chain of the Western Scheldt estuary: Comparing field measurements with kinetic modeling. *Chemosphere*, **70**: 1766-1773.
- Debruyne AMH, Meloche LM, Lowe CJ (2009). Patterns of bioaccumulation of polybrominated diphenyl ether and polychlorinated biphenyl congeners in marine mussels. *Environ Sci Technol*, **43**: 3700-3704.
- Dominik J, Tagliapietra D, Bravo AG, Sigovini M, Spangenberg JE, Amouroux D, Zonta R (2014). Mercury in the food chain of the Lagoon of Venice, Italy. *Mar Pollut Bull*, **88**: 194-206.
- E.C. (2014). *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - Guidance Document No. 32 on Biota monitoring (The implementation of EQS_{BIOTA}) under the Water Framework Directive*, European Union
- Fang S, Chen X, Zhao S, Zhang Y, Jiang W, Yang L, Zhu L (2014). Trophic magnification and isomer fractionation of perfluoroalkyl substances in the food web of Taihu Lake, China. *Environ Sci Technol*, **48**: 2173-2182.
- Ferraro SP, Lee Iii H, Ozretich J, Specht DT (1990). Predicting bioaccumulation potential: A test of a fugacity-based model. *Arch Environ Contam Toxicol*, **19**: 386-394.
- Franklin J (2016). How reliable are field-derived biomagnification factors and trophic magnification factors as indicators of bioaccumulation potential? Conclusions from a case study on per- and polyfluoroalkyl substances. *Integr Environ Assess Manag*, **12**: 6-20.
- Gobas FAPC, Bedard DC, Ciborowski JJH, Haffner GD (1989). Bioaccumulation of chlorinated hydrocarbons by the mayfly (*Hexagenia limbata*) in Lake St. Clair. *J Great Lakes Res*, **15**: 581-588.
- Gu SY, Ekpeghere KI, Kim HY, Lee IS, Kim DH, Choo G, Oh JE (2017). Brominated flame retardants in marine environment focused on aquaculture area: Occurrence, source and bioaccumulation. *Sci Tot Environ*, **601-602**: 1182-1191.
- Guo LL, Qiu YW, Zhang G, Zheng GJ, Lam PKS, Li XD (2008). Levels and bioaccumulation of organochlorine pesticides (OCPs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fishes from the Pearl River estuary and Daya Bay, South China. *Environ Pollut*, **152**: 604-611.
- Harmelin-Vivien M, Bodiguel X, Charmasson S, Loizeau V, Mellon-Duval C, Tronczyński J, Cossa D (2012). Differential biomagnification of PCB, PBDE, Hg and Radiocesium in the food web of the European hake from the NW Mediterranean. *Mar Pollut Bull*, **64**: 974-983.
- Haukås M, Hylland K, Nygård T, Berge JA, Mariussen E (2010). Diastereomer-specific bioaccumulation of hexabromocyclododecane (HBCD) in a coastal food web, Western Norway. *Sci Tot Environ*, **408**: 5910-5916.
- Higgins CP, Luthy RG (2006). Sorption of perfluorinated surfactants on sediments. *Environ Sci Technol*, **40**: 7251-7256.
- Higgins CP, McLeod PB, Macmanus-Spencer LA, Luthy RG (2007). Bioaccumulation of perfluorochemicals in sediments by the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus*. *Environ Sci Technol*, **41**: 4600-4606.
- Hoekstra PF, O'Hara TM, Fisk AT, Borgå K, Solomon KR, Muir DCG (2003). Trophic transfer of persistent organochlorine contaminants (OCs) within an Arctic marine food web from the southern Beaufort-Chukchi Seas. *Environ Pollut*, **124**: 509-522.
- Hong YS, Hull P, Rifkin E, Bouwer EJ (2013). Bioaccumulation and biomagnification of mercury and selenium in the Sarasota Bay ecosystem. *Environ Toxicol Chem*, **32**: 1143-1152.
- Houde M, Bujas TAD, Small J, Wells RS, Fair PA, Bossart GD, Solomon KR, Muir DCG (2006). Biomagnification of perfluoroalkyl compounds in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) food web. *Environ Sci Technol*, **40**: 4138-4144.
- Houde M, Czub G, Small JM, Backus S, Wang X, Alaee M, Muir DCG (2008a). Fractionation and Bioaccumulation of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) Isomers in a Lake Ontario Food Web. *Environ Sci Technol*, **42**: 9397-9403.
- Houde M, Muir DCG, Kidd KA, Guildford S, Drouillard K, Evans MS, Wang X, Whittle DM, Haffner D, Kling H (2008b). Influence of lake characteristics on the biomagnification of persistent organic pollutants in lake trout food webs. *Environ Toxicol Chem*, **27**: 2169-2178.

- Hu G-c, Dai J-y, Xu Z-c, Luo X-j, Cao H, Wang J-s, Mai B-x, Xu M-q (2010). Bioaccumulation behavior of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the freshwater food chain of Baiyangdian Lake, North China. *Environ Int*, **36**: 309-315.
- Jonathan MP, Muñoz-Sevilla NP, Góngora-Gómez AM, Luna Varela RG, Sujitha SB, Escobedo-Urías DC, Rodríguez-Espinosa PF, Campos Villegas LE (2017). Bioaccumulation of trace metals in farmed pacific oysters *Crassostrea gigas* from SW Gulf of California coast, Mexico. *Chemosphere*, **187**: 311-319.
- Kelly BC (2006). *Bioaccumulation potential of organic contaminants in an Arctic marine food web*. Simon Fraser University
- Kelly BC, Ikonomou MG, Blair JD, Gobas FAPC (2008). Bioaccumulation behaviour of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in a Canadian Arctic marine food web. *Sci Tot Environ*, **401**: 60-72.
- Kelly BC, Ikonomou MG, Blair JD, SurrIDGE B, Hoover D, Grace R, Gobas FAPC (2009). Perfluoroalkyl Contaminants in an Arctic Marine Food Web: Trophic Magnification and Wildlife Exposure. *Environ Sci Technol*, **43**: 4037-4043.
- Khairy MA, Weinstein MP, Lohmann R (2014). Trophodynamic Behavior of Hydrophobic Organic Contaminants in the Aquatic Food Web of a tidal River. *Environ Sci Technol*, **48**: 12533–12542.
- Kobayashi J, Imuta Y, Komorita T, Yamada K, Ishibashi H, Ishihara F, Nakashima N, Sakai J, Arizono K, Koga M (2015). Trophic magnification of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in an estuarine food web of the Ariake Sea, Japan. *Chemosphere*, **118**: 201-206.
- Kuo Y-M, Sepúlveda M, Hua I, Ochoa-Acuña H, Sutton T (2010). Bioaccumulation and biomagnification of polybrominated diphenyl ethers in a food web of Lake Michigan. *Ecotoxicology*, **19**: 623-634.
- Kwadijk CJAF, Kotterman M, Koelmans AA (2014). Partitioning of perfluorooctanesulfonate and perfluorohexanesulfonate in the aquatic environment after an accidental release of Aqueous Film Forming Foam at Schiphol Amsterdam Airport. *Environ Toxicol Chem*, **33**: 1761-1765.
- Lasier PJ, Washington JW, Hassan SM, Jenkins TM (2011). Perfluorinated chemicals in surface waters and sediments from northwest Georgia, USA, and their bioaccumulation in *Lumbriculus variegatus*. *Environ Toxicol Chem*, **30**: 2194-2201.
- Lavoie RA, Jardine TD, Chumchal MM, Kidd KA, Campbell LM (2013). Biomagnification of mercury in aquatic food webs: A worldwide meta-analysis. *Environ Sci Technol*, **47**: 13385-13394.
- Law K, Halldorson T, Danell R, Stern G, Gewurtz S, Alaei M, Marvin C, Whittle M, Tomy G (2006). Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a Lake Winnipeg (Canada) food web. *Environ Toxicol Chem*, **25**: 2177-2186.
- Lescord GL, Kidd KA, Kirk JL, O'Driscoll NJ, Wang X, Muir DCG (2015). Factors affecting biotic mercury concentrations and biomagnification through lake food webs in the Canadian high Arctic. *Sci Tot Environ*, **509-510**: 195-205.
- Li J, Zhou Q, Yuan G, He X, Xie P (2015). Mercury bioaccumulation in the food web of Three Gorges Reservoir (China): Tempo-spatial patterns and effect of reservoir management. *Sci Tot Environ*, **527-528**: 203-210.
- Li M, Yang W, Sun T, Jin Y (2016). Potential ecological risk of heavy metal contamination in sediments and macrobenthos in coastal wetlands induced by freshwater releases: A case study in the Yellow River Delta, China. *Mar Pollut Bull*, **103**: 227-239.
- Li X, Yin Yeung LW, Xu M, Taniyasu S, Lam PKS, Yamashita N, Dai J (2008). Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and other fluorochemicals in fish blood collected near the outfall of wastewater treatment plant (WWTP) in Beijing. *Environ Pollut*, **156**: 1298-1303.
- Loi EIH, Yeung LWY, Taniyasu S, Lam PKS, Kannan K, Yamashita N (2011). Trophic Magnification of Poly- and Perfluorinated Compounds in a Subtropical Food Web. *Environ Sci Technol*, **45**: 5506-5513.
- Losada S, Roach A, Roosens L, Santos FJ, Galceran MT, Vetter W, Neels H, Covaci A (2009). Biomagnification of anthropogenic and naturally-produced organobrominated compounds in a marine food web from Sydney Harbour, Australia. *Environ Int*, **35**: 1142-1149.
- Ma X, Zhang H, Yao W, Guo W, Li D, Yao Z, Chen J (2016). Occurrence and bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers in sediments and paddy ecosystems of Liaohe River Basin, northeast China. *Journal of Environmental Sciences (China)*, **43**: 250-256.
- Ma X, Zhang H, Yao Z, Zhao X, Wang L, Wang Z, Chen J, Chen J (2013). Bioaccumulation and trophic transfer of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in a marine food web from Liaodong Bay, North China. *Mar Pollut Bull*, **74**: 110-115.
- Martin JW, Whittle DM, Muir DCG, Mabury SA (2004). Perfluoroalkyl contaminants in a food web from lake Ontario. *Environ Sci Technol*, **38**: 5379-5385.

- Mizukawa K, Takada H, Takeuchi I, Ikemoto T, Omori K, Tsuchiya K (2009). Bioconcentration and biomagnification of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) through lower-trophic-level coastal marine food web. *Mar Pollut Bull*, **58**: 1217-1224.
- Müller CE, De Silva AO, Small J, Williamson M, Wang X, Morris A, Katz S, Gamberg M, Muir DCG (2011). Biomagnification of Perfluorinated Compounds in a Remote Terrestrial Food Chain: Lichen–Caribou–Wolf. *Environ Sci Technol*, **45**: 8665-8673.
- Munoz G, Babut M, Drouineau H, Lauzent M, Le Menach K, Lobry J, Selleslagh J, Simonnet-Laprade C, Budzinski H, Labadie P (2017). Evidence for the Trophic Transfer of Perfluoroalkylated Substances in a Macrotidal Estuary. *Environ Sci Technol*, **51**: 8450–8459.
- Nasirian H, Irvine KN (2017). Odonata larvae as a bioindicator of metal contamination in aquatic environments: application to ecologically important wetlands in Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, **189**
- P.E., C.E. (2013). *Directive 2013/39/UE du Parlement européen et du Conseil du 12 août 2013 modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau. Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE* In: Européenne C (ed). Journal Officiel des Communautés Européennes L226/221 - L226-217.
- Perez-Fuentetaja A, Mackintosh SA, Zimmerman LR, Clapsadl MD, Alae M, Aga DS (2015). Trophic transfer of flame retardants (PBDEs) in the food web of Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **72**: 1886-1896.
- Pisanello F, Marziali L, Rosignoli F, Poma G, Roscioli C, Pozzoni F, Guzzella L (2016). In situ bioavailability of DDT and Hg in sediments of the Toce River (Lake Maggiore basin, Northern Italy): accumulation in benthic invertebrates and passive samplers. *Environ Sci Pollut Res*, **23**: 10542-10555.
- Poma G, Volta P, Roscioli C, Bettinetti R, Guzzella L (2014). Concentrations and trophic interactions of novel brominated flame retardants, HBCD, and PBDEs in zooplankton and fish from Lake Maggiore (Northern Italy). *Sci Tot Environ*, **481**: 401-408.
- Prosser RS, Mahon K, Sibley PK, Poirier D, Watson-Leung T (2016). Bioaccumulation of perfluorinated carboxylates and sulfonates and polychlorinated biphenyls in laboratory-cultured *Hexagenia* spp., *Lumbriculus variegatus* and *Pimephales promelas* from field-collected sediments. *Sci Tot Environ*, **543**: 715-726.
- Romero-Romero S, Herrero L, Fernández M, Gómara B, Acuña JL (2017). Biomagnification of persistent organic pollutants in a deep-sea, temperate food web. *Sci Tot Environ*, **605-606**: 589-597.
- Ruelas-Inzunza J, Páez-Osuna F, Zamora-Arellano N, Amezcua-Martínez F, Bojórquez-Leyva H (2009). Mercury in biota and surficial sediments from coatzaacoalcos estuary, gulf of mexico: Distribution and seasonal variation. *Water, Air, and Soil Pollution*, **197**: 165-174.
- Sellström U, Kierkegaard A, De Wit C, Jansson BO (1998). Polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in sediment and fish from a Swedish River. *Environ Toxicol Chem*, **17**: 1065-1072.
- Shao M, Tao P, Wang M, Jia H, Li Y-F (2016). Trophic magnification of polybrominated diphenyl ethers in the marine food web from coastal area of Bohai Bay, North China. *Environ Pollut*, **213**: 379-385.
- Swanson HK, Kidd KA (2010). Mercury concentrations in arctic food fishes reflect the presence of anadromous arctic charr (*Salvelinus alpinus*), species, and life history. *Environ Sci Technol*, **44**: 3286-3292.
- Thomann RV, Mahony JD, Mueller R (1995). Steady-state model of biota sediment accumulation factor for metals in two marine bivalves. *Environ Toxicol Chem*, **14**: 1989.
- Tomy GT, Budakowski W, Halldorson T, Helm PA, Stern GA, Friesen K, Pepper K, Tittlemier SA, Fisk AT (2004a). Fluorinated organic compounds in an Eastern arctic marine food web. *Environ Sci Technol*, **38**: 6475-6481.
- Tomy GT, Budakowski W, Halldorson T, Whittle DM, Keir MJ, Marvin C, MacInnis G, Alae M (2004b). Biomagnification of α - and γ -Hexabromocyclododecane Isomers in a Lake Ontario Food Web. *Environ Sci Technol*, **38**: 2298-2303.
- Tomy GT, Pleskach K, Ferguson SH, Hare J, Stern G, MacInnis G, Marvin CH, Loseto L (2009). Trophodynamics of Some PFCs and BFRs in a Western Canadian Arctic Marine Food Web. *Environ Sci Technol*, **43**: 4076-4081.
- Tomy GT, Pleskach K, Oswald T, Halldorson T, Helm PA, Macinnis G, Marvin CH (2008). Enantioselective bioaccumulation of hexabromocyclododecane and congener-specific accumulation of brominated diphenyl ethers in an eastern Canadian Arctic marine food web. *Environ Sci Technol*, **42**: 3634-3639.
- Van Beusekom OC, Eljarrat E, Barceló D, Koelmans AA (2006). Dynamic modeling of food-chain accumulation of brominated flame retardants in fish from the Ebro river basin, Spain. *Environ Toxicol Chem*, **25**: 2553-2560.

- Verhaert V, Newmark N, D'Hollander W, Covaci A, Vlok W, Wepener V, Addo-Bediako A, Jooste A, Teuchies J, Blust R, Bervoets L (2017). Persistent organic pollutants in the Olifants River Basin, South Africa: Bioaccumulation and trophic transfer through a subtropical aquatic food web. *Sci Tot Environ*, **586**: 792-806.
- Vorkamp K, Rigét FF (2014). A review of new and current-use contaminants in the Arctic environment: Evidence of long-range transport and indications of bioaccumulation. *Chemosphere*, **111**: 379-395.
- Walters DM, Mills MA, Cade BS, Burkard LP (2011). Trophic Magnification of PCBs and Its Relationship to the Octanol–Water Partition Coefficient. *Environ Sci Technol*, **45**: 3917-3924.
- Wan Y, Hu J, Yang M, An L, An W, Jin X, Hattori T, Itoh M (2005). Characterization of trophic transfer for polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, non- and mono-ortho polychlorinated biphenyls in the marine food web of Bohai Bay, North China. *Environ Sci Technol*, **39**: 2417-2425.
- Wan Y, Hu J, Zhang K, An L (2008). Trophodynamics of polybrominated diphenyl ethers in the marine food web of Bohai Bay, North China. *Environ Sci Technol*, **42**: 1078-1083.
- Wu J-P, Guan Y-T, Zhang Y, Luo X-J, Zhi H, Chen S-J, Mai B-X (2010). Trophodynamics of Hexabromocyclododecanes and Several Other Non-PBDE Brominated Flame Retardants in a Freshwater Food Web. *Environ Sci Technol*, **44**: 5490-5495.
- Wu JP, Luo XJ, Zhang Y, Yu M, Chen SJ, Mai BX, Yang ZY (2009). Biomagnification of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls in a highly contaminated freshwater food web from South China. *Environ Pollut*, **157**: 904-909.
- Xia X, Chen X, Zhao X, Chen H, Shen M (2012). Effects of carbon nanotubes, chars, and ash on bioaccumulation of perfluorochemicals by *Chironomus plumosus* larvae in sediment. *Environ Sci Technol*, **46**: 12467-12475.
- Xu J, Guo C-S, Zhang Y, Meng W (2014). Bioaccumulation and trophic transfer of perfluorinated compounds in a eutrophic freshwater food web. *Environ Pollut*, **184**: 254-261.
- Yu M, Luo X-J, Wu J-P, Chen S-J, Mai B-X (2009). Bioaccumulation and trophic transfer of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in biota from the Pearl River Estuary, South China. *Environ Int*, **35**: 1090-1095.
- Yu Y-X, Zhang S-H, Huang N-B, Li J-L, Pang Y-P, Zhang X-Y, Yu Z-Q, Xu Z-G (2012). Polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in freshwater fish from Taihu Lake, China: Their levels, biomagnification, and its influencing factors. *Environ Toxicol Chem*, **31**: 542-549.
- Zhang B, Li H, Wei Y, You J (2013a). Bioaccumulation kinetics of polybrominated diphenyl ethers and decabromodiphenyl ethane from field-collected sediment in the oligochaete, *Lumbricus variegatus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **32**: 2711-2718.
- Zhang Y, Sun H, Liu F, Dai Y, Qin X, Ruan Y, Zhao L, Gan Z (2013b). Hexabromocyclododecanes in limnic and marine organisms and terrestrial plants from Tianjin, China: Diastereomer- and enantiomer-specific profiles, biomagnification, and human exposure. *Chemosphere*, **93**: 1561-1568.
- Zhou YH, Chen QF, Du XY, Yin G, Qiu YL, Ye L, Zhu ZL, Zhao JF (2016). Occurrence and trophic magnification of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and their methoxylated derivatives in freshwater fish from Dianshan Lake, Shanghai, China. *Environ Pollut*, **219**: 932-938.
- Zhou Z, Shi Y, Li W, Xu L, Cai Y (2012). Perfluorinated Compounds in Surface Water and Organisms from Baiyangdian Lake in North China: Source Profiles, Bioaccumulation and Potential Risk. *Bull Environ Contam Toxicol*, **89**: 519-524.
- Zhu C, Wang P, Li Y, Chen Z, Li H, Ssebugere P, Zhang Q, Jiang G (2017). Trophic transfer of hexabromocyclododecane in the terrestrial and aquatic food webs from an e-waste dismantling region in East China. *Environmental Science: Processes and Impacts*, **19**: 154-160.

Irstea

1, rue Pierre-Gilles de Gennes
CS 10030
92761 Antony Cedex

01 40 96 61 21

www.irstea.fr

Agence Française pour la Biodiversité

Hall C – Le Nadar
5, square Félix Nadar
94300 Vincennes

01 45 14 36 00

www.afbiodiversite.fr