

> Polychlorobiphényles (PCB) dans les eaux en Suisse

*Données concernant la contamination des poissons et des eaux
par les PCB et les dioxines: évaluation de la situation*



> Polychlorobiphényles (PCB) dans les eaux en Suisse

*Données concernant la contamination des poissons et des eaux
par les PCB et les dioxines: évaluation de la situation*

Impressum

Editeur

Office fédéral de l'environnement (OFEV)

L'OFEV est un office du Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC).

Auteurs

Peter Schmid, Markus Zennegg, Empa Dübendorf;

Patricia Holm, Constanze Pietsch, Programm MGU – Mensch Gesellschaft Umwelt, Université de Bâle;

Beat Brüscheiler, OFSP, section Risques nutritionnels et toxicologiques, Zurich;

Arnold Kuchen, OFSP, section Coordination de l'exécution du droit de la sécurité alimentaire, Berne;

Erich Staub, OFEV, section Pêche et faune aquatique, Berne;

Josef Tremp, OFEV, section Produits chimiques industriels, Berne

Adaptation rédactionnelle OFEV

Josef Tremp, section Produits chimiques industriels

Référence bibliographique

Schmid Peter et al. 2010: Polychlorobiphényles (PCB) dans les eaux en Suisse. Données concernant la contamination des poissons et des eaux par les PCB et les dioxines: évaluation de la situation. Connaissance de l'environnement n° 1002. Office fédéral de l'environnement, Berne. 104 p.

Graphisme, mise en page

Ursula Nöthiger-Koch, 4813 Uerkheim

Traduction

Karin Singh et Services linguistiques de l'OFEV.

Photo de couverture

Michel Roggo

Commande de la version imprimée et téléchargement PDF

OFCL, Diffusion des publications fédérales, CH-3003 Berne

Tél. +41 (0)31 325 50 50, fax +41 (0)31 325 50 58

Numéro de commande: 810.300.114.f

Prix: CHF 20.– (TVA comprise)

www.environnement-suisse.ch/uw-1002-f

Cette publication existe aussi en allemand.

© OFEV 2010

Remerciements

La vue d'ensemble de la contamination des poissons par les PCB et les PCDD/F présentée au chapitre 2 de ce rapport se fonde essentiellement sur des données recueillies dans le cadre d'analyses effectuées par plusieurs cantons ainsi que par les commissions de protection des eaux transfrontalières. L'OFEV remercie les cantons de Bâle-Campagne, de Bâle-Ville, de Berne, de Fribourg, de Genève, des Grisons, du Jura, de Neuchâtel, de St-Gall, de Schaffhouse, du Tessin, de Thurgovie, de Vaud, du Valais et de Zurich, l'Office fédéral de la santé publique (OFSP), la Commission internationale pour la protection des eaux du lac Léman (CIPEL) et la Commission internationale pour la protection du Rhin (CIPR), ainsi que l'Institut de recherche lacustre (Institut für Seenforschung, ISF) de l'Office de protection de l'environnement du Land de Bade-Wurtemberg (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg), pour les données mises à disposition.

L'OFEV aimerait également exprimer ses remerciements aux membres du groupe de suivi du projet «PCB dans les eaux et les poissons en Suisse», du Groupe de travail sur les mesures juridiques en matière de pêche et de la Commission d'experts en écotoxicologie, pour leurs suggestions et leurs commentaires précieux, qui ont contribué à la réalisation du présent rapport.

> Table des matières

Abstracts	5		
Avant-propos	7		
Résumé	8		
<hr/>			
1	Introduction	13	
1.1	Propriétés des PCDD/F et des PCB	13	
1.1.1	Définition	13	
1.1.2	Formation et utilisation	15	
1.1.3	Propriétés environnementales	17	
1.1.4	Sources, transport et voies d'apport	18	
1.2	Toxicologie des dioxines et des PCB de type dioxine	19	
1.2.1	Propriétés toxicologiques	19	
1.2.2	Dose absorbée admissible	20	
1.3	Détermination des PCB dans les poissons	22	
1.3.1	Exigences posées aux méthodes d'échantillonnage et d'analyse	22	
1.3.2	Prélèvement des échantillons	22	
1.3.3	Préparation des échantillons	22	
1.3.4	Indication des teneurs par rapport au poids frais ou à la matière grasse	24	
1.3.5	Assurance de qualité	24	
1.4	Description de la problématique de la Suisse	25	
1.5	Objectifs du projet «PCB dans les eaux et les poissons en Suisse»	25	
<hr/>			
2	Compilation des données de mesure concernant les poissons, les sédiments et les matières en suspension	26	
2.1	Qualité et présentation des données	26	
2.2	Conversion des résultats de mesure des i-PCB en dl-PCB	26	
2.3	Teneurs en PCDD/F, en dl-PCB et en i-PCB dans les poissons provenant des eaux suisses	28	
2.3.1	Birse et Doubs avec leurs bassins versants, ainsi que Birsig, Frenke et Ergolz	28	
2.3.2	Jura neuchâtelois et lac de Neuchâtel	30	
2.3.3	Aar et son bassin versant	31	
2.3.4	Sarine et son bassin versant	32	
2.3.5	Canton de Genève	34	
2.3.6	Canton de Vaud	38	
2.3.7	Canton du Valais	41	
2.3.8	Rhin et lac de Constance	42	
2.3.9	Canton de Zurich	45	
2.3.10	Cantons d'Appenzell Rhodes-Intérieures et de St-Gall	46	
2.3.11	Canton des Grisons (Inn et son bassin versant)	47	
2.3.12	Canton du Tessin	48	
2.3.13	Lacs du Plateau	51	
2.3.14	Lacs de montagne	52	
2.4	Concentrations de PCB et de PCDD/F dans les sédiments et dans l'eau	53	
2.4.1	Valeur informative des concentrations dans les échantillons de sédiments et d'eau	53	
2.4.2	Concentrations de PCB dans les sédiments et les échantillons d'eau	54	
<hr/>			
3	Evaluation écotoxicologique des PCB dans les poissons et leurs prédateurs	60	
3.1	PCB dans les poissons	61	
3.2	PCB dans les oiseaux	67	
3.3	PCB dans les loutres	69	
3.4	Conclusions	72	
<hr/>			
4	Estimation de l'exposition de la population	73	
4.1	Contamination de fond de la population suisse par les PCDD/F et les dl-PCB	73	
4.2	Exposition des pêcheurs à la ligne pêchant dans les eaux polluées	74	
<hr/>			
5	Evaluation des données disponibles, identification des lacunes dans les connaissances et détermination des mesures nécessaires	77	
5.1	Données disponibles et lacunes dans les connaissances concernant la contamination des poissons	77	
5.2	Données existantes et lacunes dans les connaissances concernant la contamination des sédiments et des échantillons d'eau	78	

5.3	Estimation de la contamination des poissons d'un cours d'eau ou d'un lac	78
5.3.1	Evaluation globale	79
5.3.2	Investigation de détail en cas de dépassement de la Cmax	81
5.4	Mesures destinées à limiter l'absorption de PCB et de PCDD/F par le biais de la consommation de poisson	83
5.4.1	Bases légales	83
5.4.2	Recommandations de consommation pour la pêche à la ligne	85
5.4.3	Recommandations concernant l'information de la population par les autorités cantonales	86
5.5	Recommandations en vue de combler les lacunes dans les connaissances concernant la pollution des eaux	88
5.5.1	Analyses de la contamination de la faune piscicole	88
5.5.2	Analyses de la contamination des sédiments	88
5.6	Identification des sources ponctuelles inconnues d'émissions de PCB dans les eaux	88
5.7	Elimination de réservoirs connus de PCB dans les installations et les constructions	89
<hr/>		
Index		91
Liste des abréviations		91
Espèces de poissons et de crustacés		92
Figures		93
Tableaux		94
Bibliographie		95

> Abstracts

This report reviews the extent to which fish from Swiss waters are contaminated with polychlorinated biphenyls (PCBs) and dioxins. More than 1300 data sets, covering the last 20 years and including both measurements on single fish and on composite samples, were included in the study. The PCB levels of most fish species and water bodies lie below the background level or just above it. However, concentrations far above the maximum levels permitted under food legislation for dioxins and dioxin-like PCBs were found in fish from the Birs, the Saane and the Upper Rhine rivers as well in shads from Lake Maggiore (the tissues of this fish species are particularly rich in fat). The reasons for these high levels of contamination are not yet fully understood. The report also discusses possible ecotoxicological effects, presents an evaluation of the risk for consumers and outlines protective measures.

Dieser Bericht gibt eine Übersicht über die Belastung von Fischen aus Schweizer Gewässern mit polychlorierten Biphenylen (PCB) und Dioxinen. Es wurden mehr als 1300 Datensätze der letzten 20 Jahre, bestehend aus Messungen von Einzelfischen und Mischproben, einbezogen. Für die meisten Fischarten und Gewässer liegen die gemessenen PCB-Gehalte im Bereich der Hintergrundbelastung oder leicht darüber. Deutliche Überschreitungen der im Lebensmittelrecht festgelegten Höchstkonzentration für dioxinähnliche PCB und Dioxine wurden in Fischen aus der Birs, der Saane, dem Hochrhein sowie in fettreichen Agonen aus dem Langensee beobachtet. Die Ursachen für die hohen Belastungen sind bisher nur teilweise aufgeklärt. Mögliche ökotoxikologische Wirkungen, eine Gefährdungsbeurteilung für Konsumenten sowie Schutzmassnahmen werden diskutiert.

Ce rapport présente une vue d'ensemble de la contamination des poissons des eaux suisses par les polychlorobiphényles (PCB) et les dioxines obtenue à partir d'une compilation de plus de 1300 ensembles de données recueillis ces 20 dernières années. Les résultats pris en compte proviennent de mesures effectuées sur des spécimens isolés ou des échantillons composites. Dans la plupart des espèces et des eaux examinées, les teneurs en PCB se situent dans la plage de la contamination de fond ou sont légèrement supérieures à celle-ci. Des dépassements importants des concentrations maximales fixées, pour les PCB de type dioxine et les dioxines, dans la législation sur les denrées alimentaires ont été mis en évidence dans des poissons prélevés dans la Birse, la Sarine et le Haut-Rhin, ainsi que dans des aloses feintes riches en matière grasse du lac Majeur. Les causes de ces contaminations élevées ne sont jusqu'à présent que partiellement connues. Les effets écotoxicologiques possibles ainsi que l'évaluation du risque pour le consommateur et les mesures de protection à mettre en œuvre sont examinés.

Keywords:

polychlorinated biphenyls, PCBs, dioxins, PCDD/F, fish, sediments, suspended solids, PCB-contamination of water bodies, ecotoxicological assessment, exposure assessment, risk evaluation for consumers, dietary recommendations

Stichwörter:

polychlorierte Biphenyle, PCB, Dioxine, PCDD/F, Fische, Sedimente, Schwebstoffe, PCB-Belastung von Gewässern, ökotoxikologische Beurteilung, Expositionsabschätzung, Gefährdungsbeurteilung für Konsumenten, Verzehrsempfehlungen

Mots-clés:

polychlorobiphényles, PCB, dioxines, PCDD/F, poissons, sédiments, matières en suspension, pollution des eaux par les PCB, évaluation écotoxicologique, estimation de l'exposition, évaluation des risques pour les consommateurs, recommandations de consommation

Il presente rapporto fornisce un quadro della contaminazione da bifenili policlorurati (PCB) e diossine dei pesci provenienti dalle acque svizzere. Sono state considerate più di 1300 serie di dati da misurazioni di singoli pesci o da campioni misti. Per la maggior parte delle specie ittiche e delle acque, il tenore di PCB misurato rientra nei livelli di base o è leggermente superiore ad esso. Valori nettamente superiori alle concentrazioni massime di PCB diossina-simili e diossine sancite dal diritto sulle derrate alimentari sono stati osservati nei pesci provenienti dalla Birse, dalla Sarine, dall'Alto Reno come pure negli agoni ricchi di grasso del Lago Maggiore. Le cause di questa grave contaminazione sono finora state solo in parte chiarite. I possibili effetti ecotossicologici, la valutazione dei rischi per i consumatori e le misure di protezione sono oggetto di discussioni.

Parole chiave:

bifenili policlorurati, PCB, diossine, PCDD/F, pesci, sedimenti, particelle in sospensione, inquinamento da PCB delle acque, valutazione ecotossicologica, stima dell'esposizione, valutazione del rischio per i consumatori, raccomandazioni alimentari

> Avant-propos

Les polychlorobiphényles (PCB) sont totalement interdits en Suisse depuis 1986. Il subsiste malgré tout aujourd'hui encore plusieurs centaines de tonnes de PCB mises en œuvre par le passé dans de vieilles installations électriques, des bâtiments datant des années 1950 à 1970, des peintures et des vernis, des revêtements anticorrosion ainsi que dans des décharges. Ces «réservoirs» peuvent libérer des PCB dans l'environnement. Ces polluants persistants se répandent dans l'environnement par le biais de l'eau et de l'air et parviennent dans la chaîne alimentaire dans laquelle ils s'accumulent.

La contamination de l'environnement et de l'homme par les PCB a déjà considérablement diminué ces dernières décennies grâce à l'interdiction de ces substances et aux mesures prises en vue de leur élimination. Cette diminution est notamment mise en évidence par les séries de mesures des PCB effectuées sur des noyaux sédimentaires prélevés dans des lacs suisses ainsi que dans le lait maternel.

Les taux élevés de PCB mesurés dans des poissons capturés dans la Sarine ont donné lieu à des investigations concernant la contamination de la faune piscicole et des eaux (sédiments et matières en suspension) par les PCB – en particulier les PCB de type dioxine – sur l'ensemble du territoire suisse. Les «dioxines» (PCDD/F) ont également été incluses dans cet examen afin de permettre une évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques. Les données sur lesquelles se fonde le présent rapport proviennent en grande partie d'analyses réalisées par les cantons, dont les résultats ont été aimablement mis à la disposition de l'OFEV.

Les résultats des mesures montrent que la plupart des poissons des eaux suisses, en particulier les espèces très prisées des consommateurs pêchées dans les lacs suisses, ne présentent pas une contamination excessive par les PCB. Une contamination élevée a néanmoins été mise en évidence dans des poissons prélevés dans certains tronçons de cours d'eau. Toutefois, le fait que l'on trouve encore en Suisse, plus de 20 ans après l'interdiction des PCB, des «sources ponctuelles» dont les émissions entraînent des dépassements des concentrations maximales de PCB de type dioxine et de PCDD/F admises dans les poissons est un constat préoccupant. Des efforts supplémentaires sont nécessaires afin d'identifier les sources importantes d'émissions de PCB et de prendre les mesures d'assainissement qui s'imposent. L'OFEV assistera les cantons dans cette démarche.

Gérard Poffet
Sous-directeur
Office fédéral de l'environnement (OFEV)

> Résumé

Des analyses effectuées sur des poissons capturés en 2007 dans la Sarine ont révélé des teneurs élevées en polychlorobiphényles de type dioxine (dl-PCB) dues à des apports provenant d'une décharge. Par la suite, des teneurs élevées en dl-PCB ont également été décelées dans des poissons prélevés dans la Birse. Ces valeurs dépassent très largement les teneurs maximales admises dans l'UE pour les dioxines (PCDD/F) et les dl-PCB dans les poissons, valeurs qui ont été reprises en tant que concentrations maximales (Cmax) dans l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires (OSEC). Cette situation a mis en évidence la nécessité d'avoir une vue d'ensemble de la contamination des poissons par les PCB dans les eaux suisses. L'objectif était également de déterminer la contamination de fond existante et de définir les mesures à prendre et les interventions nécessaires. Pour ce faire, les données disponibles recueillies au cours des 20 dernières années ont été compilées; le présent rapport est basé sur cette compilation.

Globalement, plus de 1300 ensembles de données ont été évalués. Ces résultats ayant été obtenus sur une période d'environ 20 ans et les données n'ayant pas été recueillies de manière coordonnée, l'ensemble est très hétérogène. Ainsi, dans certaines études relativement anciennes, on a uniquement déterminé les PCB indicateurs (i-PCB) mais pas les PCDD/F ni les dl-PCB; il a donc fallu estimer les teneurs correspondantes en PCDD/F et dl-PCB. Les données concernant la capture (paramètres relatifs aux poissons, tels que sexe, poids, longueur et âge, endroit exact de la capture) et les tissus examinés (filets ou poissons entiers) sont par ailleurs souvent insuffisamment documentées. De plus, les échantillons analysés ne provenaient pas toujours d'un seul spécimen mais étaient souvent des échantillons composites. Les données concernant l'assurance de qualité des résultats d'analyse ne sont en outre que partiellement disponibles. Il manque notamment souvent des informations concernant les limites de détection, les valeurs à blanc, les taux de récupération et l'incertitude de mesure. Il n'est donc pas possible d'effectuer une évaluation générale de la qualité des données.

Les données disponibles concernent les régions et les eaux suivantes:

- > Jura (Birse et Doubs)
- > Sarine et Aar (et leurs bras latéraux) jusqu'au lac de Bière et à l'Emme
- > lac Léman et ses affluents
- > lac de Neuchâtel et lac de Morat, et leurs affluents
- > Rhône supérieur, avant l'embouchure dans le lac Léman, et ses affluents
- > Rhin, d'Ilanz à Bâle, y compris ses affluents et le lac de Constance
- > canton de Zurich
- > canton de St-Gall
- > Inn et son bassin versant en Engadine
- > canton du Tessin (lac Majeur, lac de Lugano, diverses rivières)

- > lacs du Plateau d'une certaine importance
- > lacs de montagne (cantons des Grisons et du Tessin)

Les cours d'eau et les lacs peuvent être subdivisés en trois catégories en fonction des teneurs en PCDD/F et en dl-PCB mesurées dans les poissons (voir le Tab. 1):

> Dans les eaux classées dans la première catégorie, les teneurs en PCDD/F et en dl-PCB des poissons sont inférieures à 4 pg TEQ-OMS/g de poids frais (PF), ce qui correspond à la moitié de la Cmax (p. ex. le Doubs, le Rhône avant le lac Léman, le Rhin avant le lac de Constance, l'Inn, les lacs du Plateau, le lac de Lugano et les lacs de montagne).

Eaux se situant dans la plage de la contamination de fond

> Dans les eaux classées dans la deuxième catégorie, les teneurs se situent entre 4 et 12 pg TEQ-OMS/g PF dans les poissons plutôt pauvres en matière grasse; les espèces riches en matière grasse peuvent néanmoins présenter des teneurs plus élevées. Des teneurs supérieures à la Cmax ont été mesurées dans les espèces plutôt riches en matière grasse – omble chevalier, alose feinte et anguille – que l'on trouve dans le lac Léman, le lac Majeur ainsi que dans le Haut-Rhin et le Rhin Supérieur. Une corrélation a été observée entre la concentration en PCB et la teneur en matière grasse, les concentrations les plus élevées ayant été mises en évidence dans les spécimens grands et/ou vieux.

Eaux avec une contamination diffuse plus élevée

> Dans les tronçons de cours d'eau classés dans la troisième catégorie, les teneurs mesurées dans toutes les espèces sont pour la plupart nettement supérieures à la Cmax de 8 pg TEQ-OMS/g PF. Les concentrations les plus élevées ont été mises en évidence dans des poissons capturés dans la Sarine, à proximité de la décharge de La Pila (jusqu'à 97 pg TEQ-OMS/g PF). Des teneurs élevées (jusqu'à près de 60 pg TEQ-OMS/g PF) ont été mesurées dans des poissons prélevés dans la Birse et dans le Haut-Rhin près de Bâle; on n'a toutefois pas d'indications précises sur les sources de contamination possibles.

Eaux très contaminées

Dans les eaux suisses non polluées par des PCB provenant de sources locales ponctuelles, les teneurs moyennes sont inférieures à la Cmax dans toutes les espèces, exception faite de l'anguille et de l'alose feinte, qui sont des poissons riches en matière grasse. Certains grands spécimens d'omble chevalier, poisson mi-gras, peuvent aussi présenter une teneur supérieure à la Cmax.

En règle générale pas de dépassements de la concentration maximale (Cmax)

Tab. 1 > Classification des eaux suisses en fonction de la contamination actuelle des poissons par les PCB

Eaux, région	Contamination de fond < 4 pg TEQ-OMS/g PF	Contamination diffuse plus élevée, aux alentours de 8 pg TEQ-OMS/g PF	Contamination très élevée > 8 pg TEQ-OMS/g PF
Cours d'eau			
Aar et ses affluents	Aar jusqu'à l'embouchure de la Sarine Sarine jusqu'à Arconciel, Emme	Aar près de Thoun et canal de Hagneck, Gérine, Glâne, Sarine à partir de Laupen	Sarine au niveau de La Pila et lac de Schiffenen
Jura	Allaine, Areuse, Doubs, Orbe, Seyon, Soulce, Vendline, Vermes	Birse jusqu'à Choindez, Birsig, Ergolz	Birse à partir de Choindez
Plateau	Broye, Glatt (SG), Limmat, canal de la Linth, Seez, Sitter, Thur	Glatt (ZH) jusqu'à l'Aubrücke (pont), Töss	Glatt (ZH) à partir de l'Aubrücke (pont)
Rhin et ses affluents	Rhin alpin et ses affluents		Haut-Rhin et Rhin Supérieur
Inn et ses affluents	Inn et ses affluents jusqu'à Sent		
Cantons du Valais, de Genève et de Vaud	Rhône près de Verbois, Rhône dans le canton du Valais, Viège, affluents du lac Léman dans le canton de Vaud	canal Stockalper, canal Sion-Riddes, Dranse, Venoge	
Canton du Tessin	tous les cours d'eau examinés		
Lacs			
Suisse romande	lac Léman (espèces à faible teneur en matière grasse), lac de Bièvre, lac de Thoun	lac Léman (omble chevalier), lac de Neuchâtel (corégone)	
Suisse centrale et orientale	lac de Walenstadt, lac de Zurich, Greifensee	lac de Constance	
Canton du Tessin	lac de Lugano (espèces à faible teneur en matière grasse)	lac Majeur (toutes les espèces, excepté l'alose feinte), lac de Lugano (alose feinte)	lac Majeur (alose feinte)
Préalpes et Alpes	lacs de l'Alpstein, lacs de montagne des Grisons et du Tessin		

Les données relativement anciennes qui n'ont pas pu être étayées par des résultats de mesures plus récentes n'ont pas été prises en compte dans cette compilation.

Les données concernant la plupart des cours d'eau du Plateau (Aar après le lac de Bièvre, Reuss, Thur) font jusqu'à présent défaut. Le fait que les teneurs en PCB mesurées dans les poissons du Haut-Rhin tendent à augmenter le long du cours du fleuve permet toutefois de conclure que les poissons de ses affluents pourraient également présenter des concentrations supérieures à la contamination de fond. Cette hypothèse concernant des apports de PCB du Plateau est étayée par les teneurs élevées en PCB, proches de la Cmax, dans des poissons prélevés dans l'Ergolz, qui se jette dans le Rhin peu avant Bâle.

Des évaluations basées sur des scénarios d'exposition indiquent que la limite supérieure de la DJA de 4 pg TEQ-OMS/kg PC/jour fixée par l'OMS est atteinte en cas de consommation hebdomadaire régulière moyenne de 120 g de poisson ayant une teneur de 8 pg TEQ-OMS/g PF (équivalant à la Cmax).

On ne dispose que de très peu de données concernant la pollution des sédiments des lacs et cours d'eau suisses par les PCB et les PCDD/F, qui ne permettent pas de tirer des conclusions générales concernant la fréquence et l'ampleur des contaminations en Suisse. Dans la plupart des cours d'eau examinés, la moyenne des concentrations de PCB indicateurs (i-PCB) se situe entre 1 et 10 ng/g de substance sèche (SS) (somme de 6 congénères d'i-PCB). Les concentrations dans les sédiments de surface qui se sont formés dans les lacs au cours des 10 dernières années se situent dans une fourchette similaire. Cette plage de concentrations est considérée comme une contamination faible. La dispersion des résultats obtenus pour un tronçon donné d'un cours d'eau est toutefois relativement grande. Les valeurs mesurées présentent généralement une distribution normale avec une moyenne et une médiane très rapprochées. Sur certains tronçons, des mesures isolées mettent en évidence des niveaux de PCB nettement plus élevés dont la moyenne se situe entre 10 et 30 ng/g SS. Des valeurs isolées très élevées, situées entre 100 et 300 ng/g SS, ont été mesurées dans des échantillons de sédiments prélevés dans certains tronçons de la Sarine et de la Birse très pollués par les PCB.

Grâce au programme de mesures de la Commission internationale pour la protection du Rhin (CIPR), on dispose pour ce fleuve d'une série temporelle de résultats d'analyses des PCB dans l'eau sur 10 ans (de 1995 à 2004, PCB liés aux matières en suspension dans l'eau) effectuées à Weil am Rhein, à proximité de la frontière suisse de Bâle. En revanche, les données disponibles concernant les concentrations de PCB dans les autres cours d'eau sont relativement éparpillées. Près de Bâle, la pollution moyenne du Rhin par les PCB est d'environ 0,1 ng/l; des mesures ponctuelles isolées dans d'autres grandes rivières de Suisse (Aar, Limmat, Inn, Rhône) indiquent des valeurs situées entre 1 et 2 ng/l. Des concentrations plus faibles, de 0,02 à 0,08 ng d'i-PCB/l, ont été mesurées ponctuellement dans la Birse (près de Duggingen), la Reuss (près de Birmenstorf), le Rhin (près d'Ellikon) et la Thur (près de Flaach). Des données isolées de ce type ne permettent pas de tirer des conclusions générales concernant la pollution des eaux par les PCB. Il n'existe aucune donnée concernant la pollution des lacs suisses par les PCB.

L'évaluation des données disponibles concernant la contamination des poissons et la pollution des eaux par les PCB et les PCDD/F en Suisse met en évidence la nécessité de prendre des mesures dans les domaines suivants:

- > Les résultats des analyses effectuées sur des poissons et des sédiments prélevés dans la Sarine et la Birse montrent qu'il existe, ponctuellement ou dans certaines régions, une pollution élevée des cours d'eau par les PCB qui est générée par des émissions continues de sources ponctuelles. Des contaminations d'une telle ampleur nécessitent que des mesures soient prises en vue de réduire la contamination de l'homme et de l'environnement. Afin que les cantons puissent effectuer des enquêtes ciblées destinées à identifier les sources ponctuelles responsables de ces contaminations, un guide pour la planification et la réalisation de vérifications de ce type devrait être élaboré. Il y aurait lieu, notamment, de déterminer si les analyses des sédiments ou de l'eau peuvent être utilisées pour déceler des sources ponctuelles d'émissions de PCB et de PCDD/F dans les eaux.

Nécessité de mesures démontrée

Guide pour la détermination des sources d'émissions ponctuelles et la réalisation d'analyses des sédiments et de l'eau

- | | |
|---|---|
| <p>> Lorsque les concentrations de PCDD/F et de dl-PCB dans les poissons dépassent 8 pg TEQ/kg PF, des mesures doivent être prises en vue de protéger la santé des consommateurs des effets nocifs induits par les poissons contaminés. L'OFEV et l'OFSP ont publié, le 15 janvier 2009, une recommandation destinée aux cantons sur la procédure à suivre en cas de concentrations élevées de PCB de type dioxine dans les poissons. Les mesures préconisées dans cette recommandation figurent dans le présent rapport (chapitre 5.4). L'OFSP a en outre publié, le 19 mai 2009, la <i>directive n° 17: Exécution du contrôle des concentrations maximales en dioxines et en polychlorobiphényles de type dioxine</i>, qui donne aux autorités cantonales responsables du contrôle des denrées alimentaires les instructions nécessaires pour surveiller le respect des concentrations maximales de PCDD/F et de dl-PCB lors de la mise dans le commerce et pour prendre les mesures appropriées en cas de dépassement de ces valeurs.</p> | <p>Mesures visant à limiter l'exposition de la population</p> |
| <p>> Les lacunes existant dans les données concernant certaines espèces (notamment l'anguille, la lotte de rivière, la tanche) devraient être comblées par des études supplémentaires ciblées.</p> | <p>Comblement des lacunes dans les données concernant certaines espèces</p> |
| <p>> Les analyses de PCB et de PCDD/F dans les poissons devront à l'avenir être réalisées conformément aux méthodes de prélèvement et d'analyse des échantillons décrites dans le règlement (CE) n° 1883/2006 lorsqu'elles seront effectuées dans le cadre de contrôles officiels des denrées alimentaires au sens des prescriptions de l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC) ou qu'elles devront être évaluées conformément aux Cmax définies dans l'OSEC.</p> | <p>Procédure uniformisée pour le prélèvement d'échantillons et l'analyse des poissons</p> |
| <p>> Un programme de surveillance, en d'autres termes des séries de mesures de la contamination des poissons et des sédiments par les PCB, les dl-PCB et les PCDD/F sur le long terme, devrait être envisagé et mis en œuvre en Suisse afin que l'on puisse suivre l'évolution de la contamination de fond au cours du temps et l'évaluer. La mise en place de programmes de ce type est actuellement aussi en discussion dans d'autres pays européens et dans l'UE.</p> | <p>Monitoring des PCB et des PCDD/F dans les poissons et les sédiments</p> |
| <p>> Des mesures doivent également être prises en ce qui concerne l'identification des sources de PCB dans les bâtiments et les installations électriques, la mise en œuvre des directives existantes ainsi que l'application des règles techniques lors de travaux de construction et d'assainissement et lors de l'élimination des produits contenant des PCB.</p> | <p>Elimination des PCB dans les bâtiments et les installations électriques</p> |
| <p>> La priorité absolue doit être donnée aux investigations concernant les émissions de PCB de sites pollués sis à proximité de cours d'eau lorsqu'il existe des indications concrètes ou une suspicion concernant la présence de PCB. Les sites contaminés laissant échapper des PCB dans l'environnement doivent être assainis conformément à l'ordonnance sur les sites contaminés (OSites).</p> | <p>Investigations concernant les sites pollués et assainissement des décharges</p> |

En tant qu'Etat partie à la Convention de Stockholm, la Suisse s'est engagée à poursuivre ses efforts en vue d'éliminer complètement les PCB et à soumettre périodiquement un rapport à ce sujet.

1 > Introduction

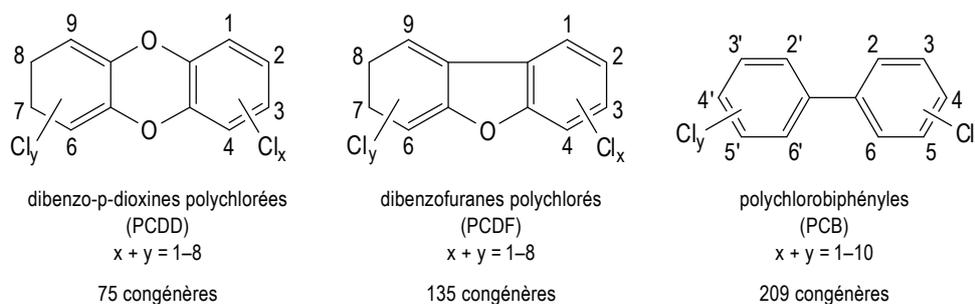
1.1 Propriétés des PCDD/F et des PCB

1.1.1 Définition

Le terme générique de «dioxines» (PCDD/F) désigne deux classes de substances très proches, les dibenzo-*p*-dioxines polychlorées (PCDD) et les dibenzofuranes polychlorés (PCDF). Il comprend également différents représentants des polychlorobiphényles (PCB) ayant des mécanismes d'action toxicologique similaires, les PCB de type dioxine (dioxin-like PCB, dl-PCB). Ces trois classes de substances comportent des systèmes cycliques aromatiques chlorés (Fig. 1). De par les différents degrés de chloration et profils de substitution (position des atomes de chlore), il existe un grand nombre de variantes ou configurations possibles pour ces composés, que l'on appelle «congénères».

Fig. 1 > Formules développées des PCDD, des PCDF et des PCB

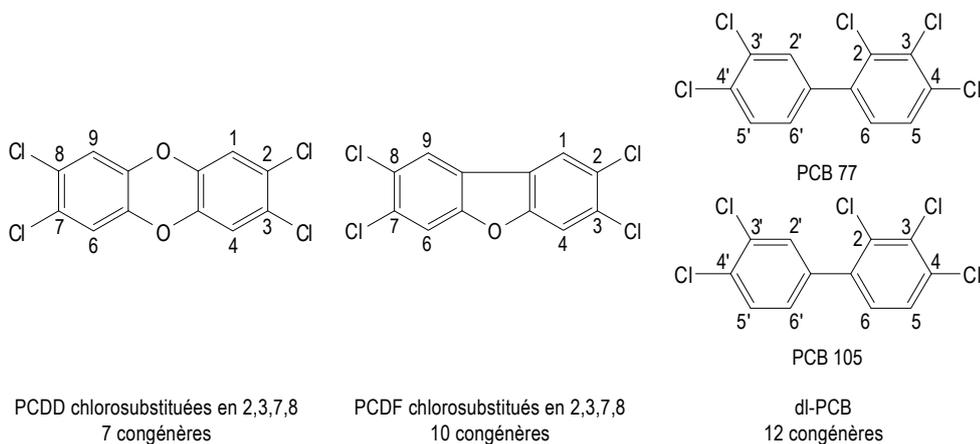
Numérotation des positions des substituants chlore sur le noyau benzénique selon la nomenclature IUPAC



Certains représentants de ces classes de substances se distinguent par leur toxicité élevée, qui repose sur un même mécanisme d'action (Tab. 2). Font partie de ces congénères toxiques, les PCDD et les PCDF entièrement substitués latéralement par des atomes de chlore (en position 2, 3, 7 et 8), dont la TCDD (2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine) – aussi appelée dioxine de Seveso – est le représentant le plus connu et aussi le plus toxique (Fig. 2), ainsi que les PCB dits «coplanaires», qui ont une structure plate dans l'espace (Tab. 2). Cette configuration planaire est possible pour les congénères dont la rotation des deux anneaux phénoliques n'est pas limitée par deux, voire plus de substituants chlore en position *ortho* (en position 2, 2', 6 et 6') (Fig. 2). Les PCDD, les PCDF et les PCB font partie des polluants organiques persistants (POP) interdits au plan mondial par la Convention de Stockholm de 2001; la Suisse a signé cette convention en 2004.

Fig. 2 > PCDD, PCDF et dl-PCB ayant un mécanisme d'action similaire à celui des dioxines

Substituants chlore supplémentaires possibles aux positions indiquées



1.1.2 Formation et utilisation

Les dioxines n'ont jamais été produites industriellement à des fins intentionnelles; il s'agit de produits libérés lors de processus d'incinération ainsi que de produits secondaires de l'industrie du chlore. Cette classe de composés doit sa notoriété à l'accident chimique de Seveso, survenu en 1976, qui a donné lieu à une libération de grandes quantités de TCDD avec des conséquences catastrophiques pour l'homme et l'environnement. Les dioxines sont également contenues en tant qu'impuretés, notamment dans les mélanges techniques de PCB, ainsi que dans le pentachlorophénol, un produit de conservation du bois qui n'est plus fabriqué aujourd'hui. Les processus d'incinération, notamment l'incinération des ordures ménagères, constituent toutefois globalement la source la plus importante de contamination de l'homme et de l'environnement. En Suisse, les émissions des usines d'incinération des ordures ménagères ont pu être considérablement réduites grâce à des mesures ciblées visant l'épuration des effluents gazeux, si bien qu'aujourd'hui, la majeure partie des émissions est vraisemblablement due à des incinérations illégales de déchets par des particuliers (OFEFP 1997).

Les PCB ont été synthétisés pour la première fois en 1864 et produits industriellement à partir de 1929; le volume total au plan mondial est estimé à plus de 1,5 million de tonnes. Du point de vue technique, leur fabrication s'effectue par réaction directe du biphenyle avec du chlore gazeux, en présence d'un catalyseur. Suivant le degré de chloration, on obtient des mélanges ayant des teneurs variables en chlore, contenant environ 80 à 130 des 209 congénères possibles. De par leurs propriétés particulières (résistance chimique élevée, constante diélectrique élevée, incombustibilité, insolubilité dans l'eau), ces produits chimiques techniques ont principalement été utilisés dans des systèmes fermés en tant que fluides isolants dans des condensateurs et des transformateurs d'installations électriques, ainsi qu'en tant qu'huiles hydrauliques. Aujourd'hui encore, d'anciennes applications dans des systèmes ouverts pourraient constituer des sources importantes de pollution environnementale. Il s'agit principalement de l'utilisation des PCB en tant qu'émollients dans les plastiques et les peintures, ainsi que de la manipulation incorrecte des condensateurs et des transformateurs contenant des PCB lors de leur mise hors service et de leur élimination. En effet, dans les années 1950 à 1970, les PCB ont été utilisés comme émollients dans des peintures au caoutchouc chloré destinées à protéger les constructions métalliques des intempéries (ponts, pylônes de lignes à haute tension) ainsi que dans le bâtiment, dans les masses d'étanchéité des joints (Kohler et al. 2005).

En 1972, une interdiction d'utilisation des PCB a été adoptée en Suisse, avec une réglementation d'exception pour les systèmes fermés tels que les condensateurs et les transformateurs. Cette dernière a été abrogée en 1983 par une circulaire de l'Office fédéral de la santé publique. La fabrication, la remise et l'importation de PCB et de produits contenant des PCB ont été totalement interdites en 1986, avec l'entrée en vigueur de l'ordonnance sur les substances. Les condensateurs et les transformateurs contenant des PCB encore en service auraient dû être assainis et/ou éliminés de manière appropriée jusqu'en 1998. Des contrôles ponctuels effectués dans plusieurs

cantons ont toutefois montré que quelques pour cent des condensateurs équipant des installations de compensation de courant déwatté contiennent encore des PCB.

Tab. 2 > PCDD, PCDF et dl-PCB avec leurs facteurs d'équivalence toxique selon l'OMS (1998)*, et i-PCB

Classe de produit	Dénomination commune	Nom chimique	TEF-OMS (1998)
PCDD	2378-TCDD	2,3,7,8-tétraCDD	1
	12378-PeCDD	1,2,3,7,8-pentaCDD	1
	123478-HxCDD	1,2,3,4,7,8-hexaCDD	0,1
	123678-HxCDD	1,2,3,6,7,8-hexaCDD	0,1
	123789-HxCDD	1,2,3,7,8,9-hexaCDD	0,1
	1234678-HpCDD	1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	0,01
	OCDD	octaCDD	0,0001
PCDF	2378-TCDF	2,3,7,8-tétraCDF	0,1
	12378-PeCDF	1,2,3,7,8-pentaCDF	0,05
	23478-PeCDF	2,3,4,7,8-pentaCDF	0,5
	123478-HxCDF	1,2,3,4,7,8-hexaCDF	0,1
	123678-HxCDF	1,2,3,6,7,8-hexaCDF	0,1
	123789-HxCDF	1,2,3,7,8,9-hexaCDF	0,1
	234678-HxCDF	2,3,4,6,7,8-hexaCDF	0,1
	1234678-HpCDF	1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	0,01
	1234789-HpCDF	1,2,3,6,7,8,9-heptaCDF	0,01
	OCDF	octaCDF	0,0001
	dl-PCB coplanaires, non chlorosubstitués en ortho	PCB 77	3,3',4,4'-tétraCB
PCB 81		3,4,4',5-tétraCB	0,0001
PCB 126		3,3',4,4',5-pentaCB	0,1
PCB 169		3,3',4,4',5,5'-hexaCB	0,01
dl-PCB coplanaires, mono-chlorosubstitués en ortho	PCB 105	2,3,3',4,4'-pentaCB	0,0001
	PCB 114	2,3,4,4',5-pentaCB	0,0005
	PCB 118	2,3',4,4',5-pentaCB	0,0001
	PCB 123	2',3,4,4',5-pentaCB	0,0001
	PCB 156	2,3,3',4,4',5-hexaCB	0,0005
	PCB 157	2,3,3',4,4',5'-hexaCB	0,0005
	PCB 167	2,3',4,4',5,5'-hexaCB	0,00001
	PCB 189	2,3,3',4,4',5,5'-heptaCB	0,0001
6 (7) i-PCB	PCB 28	2,4,4'-triCB	-
	PCB 52	2,2',5,5'-tétraCB	-
	PCB 101	2,2',4,5,5'-pentaCB	-
	(PCB 118)	2,3',4,4',5-pentaCB	0,0001
	PCB 138	2,2',3,4,4',5'-hexaCB	-
	PCB 153	2,2',4,4',5,5'-hexaCB	-
	PCB 180	2,2',3,4,4',5,5'-heptaCB	-

* van den Berg et al. 1998

1.1.3 Propriétés environnementales

La plupart des PCDD/F et des PCB sont moyennement ou peu volatils, selon leur degré de chloration. Par conséquent, dans l'air, on les retrouve principalement liés à des particules de poussières et rarement sous forme gazeuse. Comme ils sont en outre pratiquement insolubles dans l'eau, on les trouve principalement dans la fraction de particules en suspension dans l'eau ainsi que dans les sédiments. La concentration des PCB dans l'eau est extrêmement faible et se situe entre 0,05 et 0,5 ng i-PCB/l dans les eaux suisses (voir chapitre 2.4.2). Les PCDD/F sont encore moins solubles dans l'eau. De par leur bonne liposolubilité, les PCDD/F et les PCB présentent une tendance marquée à la bioaccumulation. Ainsi, avec une concentration de 0,5 ng/l dans l'eau et un facteur de bioconcentration de 100 000 (voir le Tab. 3), la contamination des poissons serait d'environ 50 ng i-PCB/g PF.

Outre leur toxicité, qui est abordée au chapitre 1.2, les principales caractéristiques des PCDD/F et des PCB ayant une incidence sur l'environnement sont leur stabilité chimique et leur liposolubilité. Ces propriétés font qu'ils ne sont dégradés qu'extrêmement lentement dans l'environnement (persistance) et qu'ils s'accumulent dans l'animal et l'homme par le biais de la chaîne alimentaire (bioaccumulation); ils sont également transportés dans l'atmosphère sur des distances très importantes, sous forme gazeuse ou liés à des particules, avant de se redéposer. Les propriétés des PCB qui sont déterminantes pour leur comportement dans l'environnement sont présentées dans le Tab. 3.

Tab. 3 > Propriétés des PCB importantes du point de vue environnemental

Solubilité dans l'eau, coefficient de partage octanol / eau ($\log K_{ow}$), facteur de bioconcentration dans les poissons (BCF) et taux d'évaporation

Degré de chloration	Solubilité dans l'eau (en mg/l) à 25 °C	$\log K_{ow}$	BCF	Taux d'évaporation (g/m ² h), à 25 °C
Biphényle	9,3	4,3	1000	0,92
Monochlorobiphényle	4	4,9	2500	0,25
Dichlorobiphényle	1,6	5,1	6300	0,065
Trichlorobiphényle	0,65	5,5	$1,6 \times 10^4$	0,017
Tétrachlorobiphényle	0,26	5,9	$4,0 \times 10^4$	$4,2 \times 10^{-3}$
Pentachlorobiphényle	0,099	6,3	$1,0 \times 10^5$	$1,0 \times 10^{-3}$
Hexachlorobiphényle	0,038	6,7	$2,5 \times 10^5$	$2,5 \times 10^{-4}$
Heptachlorobiphényle	0,014	7,1	$6,3 \times 10^5$	$6,2 \times 10^{-5}$
Octachlorobiphényle	$5,5 \times 10^{-3}$	7,5	$1,6 \times 10^6$	$1,5 \times 10^{-5}$
Nonachlorobiphényle	$2,0 \times 10^{-3}$	7,9	$4,0 \times 10^6$	$3,5 \times 10^{-6}$
Décachlorobiphényle	$7,6 \times 10^{-4}$	8,3	$1,0 \times 10^7$	$8,5 \times 10^{-7}$

Crine 1988

1.1.4 Sources, transport et voies d'apport

Outre les sites contaminés, tels que les décharges et les sites d'entreprises pollués par des PCB, il faut également prendre en compte, en tant que sources libérant des PCB dans l'environnement, les bâtiments relativement anciens comportant des matériaux contenant des PCB, notamment les constructions métalliques avec un revêtement protecteur contenant des PCB ou les immeubles dont les masses d'étanchéité des joints contiennent des PCB. La presse s'est faite l'écho à plusieurs reprises des risques d'atteinte à la santé liés aux PCB dans l'air ambiant des écoles ou d'autres bâtiments officiels. Ces PCB proviennent des masses d'étanchéité des joints mises en œuvre lors de la construction de bâtiments dans les années 1950 à 1970. Les PCB s'évaporent et passent dans l'air ambiant, puis parviennent plus avant dans l'environnement par le biais des échanges d'air. La libération des PCB pose également problème lors de l'assainissement ou du démantèlement d'installations et de bâtiments, en particulier l'introduction de matériaux de construction contenant des PCB dans les processus de recyclage. Lors du recyclage des métaux par des procédés thermiques, notamment, des PCDD/F et des PCB peuvent se former et être libérés. En revanche, les usines d'incinération des ordures ménagères équipées de systèmes modernes d'épuration des effluents gazeux ne constituent plus des sources notables de PCB. Les décharges dans lesquelles sont stockés des déchets contenant des PCB ainsi que, le cas échéant, les effluents des usines, sont également des sources de PCB; toutefois, étant donné que l'interdiction de fabrication et d'utilisation de ces substances est déjà en vigueur depuis un certain temps, les effluents des usines ne devraient actuellement plus contribuer à la pollution environnementale.

Les stations d'épuration ainsi que les boues d'épuration, dont l'épandage a été interdit en Suisse dès 2003, avec un délai transitoire jusqu'en 2006, constituent des sources secondaires diffuses. Entrent dans la même catégorie, le ruissellement des sols et des surfaces d'habitat et d'infrastructures ainsi que la remobilisation des sédiments des cours d'eau contaminés par des PCB. Selon le type de source, la propagation s'effectue par voie atmosphérique ou aquatique. Des analyses faites sur des poissons de lacs de montagne isolés dans les Grisons ont montré que les PCDD/F et les PCB parviennent également, par transport atmosphérique et déposition, dans des eaux situées très loin des sources de pollution et qu'ils s'accumulent dans la chaîne alimentaire des écosystèmes de ces régions (Schmid et al. 2007).

1.2 Toxicologie des dioxines et des PCB de type dioxine

1.2.1 Propriétés toxicologiques

Chez l'homme, les effets toxiques aigus des PCDD/F et des PCB de type dioxine ne se manifestent qu'après absorption de quantités très supérieures à la contamination de fond. Ce risque ne se présente qu'en cas d'accident ou de contamination directe par des denrées alimentaires. Des incidents de ce type sont extrêmement rares et très localisés. Dans les essais chez l'animal, un syndrome cachectique se développe à des doses élevées. Il entraîne une perte de poids importante, des dommages hépatiques et des troubles du métabolisme. Le syndrome cachectique ne se manifeste pas chez l'homme; le principal symptôme en cas d'exposition élevée à des PCDD/F est le développement d'une affection cutanée inflammatoire, la chloracné.

L'absorption chronique présente un risque plus important pour l'homme, les substances s'accumulant dans la matière grasse corporelle tout au long de la vie. Les demi-vies des PCDD/F et des PCB dans le corps humain sont de plusieurs années. La 2,3,7,8-TCDD, le congénère le plus toxique, a été classé comme étant cancérigène pour l'homme (CIRC 1997) par l'Organisation mondiale de la Santé (OMS). Des essais chez l'animal ont montré que les PCDD/F et les composés de type dioxine présentaient des effets immunotoxiques, neurotoxiques et reprotoxiques ainsi que des effets similaires à ceux des hormones (effets endocriniens). Des effets critiques sont apparus *in utero* après exposition aux doses les plus faibles: des troubles du développement du système immunitaire et reproducteur ont été observés chez le fœtus (Autorité européenne de sécurité des aliments [EFSA] 2004).

Les PCDD/F et les composés de type dioxine n'étant pas présents en tant que congénères isolés mais sous forme de mélanges complexes, l'évaluation du risque s'effectue à l'aide des équivalents toxiques (TEQ), qui permettent de déterminer, par modélisation, la toxicité totale de ce type de mélanges (concept de TEQ). La contamination des denrées alimentaires par des PCDD/F et des dl-PCB est indiquée en TEQ. Pour ce faire, les concentrations des différents congénères déterminants sont multipliées par les facteurs d'équivalence toxique correspondants (TEF) et converties ainsi en équivalents de 2,3,7,8-TCDD. Le TEF est une mesure de la toxicité d'un congénère par rapport à la 2,3,7,8-TCDD, dont le TEF est par définition égal à 1. La valeur correspondant au mélange est obtenue en additionnant les TEQ de tous les congénères déterminés. Dans la législation suisse comme dans celle de l'UE, les teneurs maximales sont indiquées en TEQ-OMS, qui sont basées sur les TEF-OMS (van den Berg et al. 1998).

1.2.2 Dose absorbée admissible

Depuis des décennies, les PCDD/F et les PCB, et notamment aussi les dl-PCB, sont omniprésents dans l'environnement et les denrées alimentaires. En Europe de l'Ouest, les concentrations de ces polluants sont toutefois en net recul depuis les années 1980, tant dans l'environnement (air, eau, sédiments et organismes) que dans les denrées alimentaires et les aliments pour animaux. Cependant, dans les évaluations du risque récentes effectuées par des groupes d'experts internationaux, ces polluants sont appréhendés de manière plus critique que par le passé, si bien que, malgré une évolution favorable de la contamination, certains groupes de personnes en absorbent toujours des quantités trop élevées. Il s'agit notamment des nourrissons ainsi que des adultes qui consomment beaucoup de poissons. Ces groupes peuvent ainsi présenter une contamination nettement plus élevée en PCDD/F et en dl-PCB par le biais de l'alimentation que la moyenne de la population.

Ces dix dernières années, plusieurs groupes d'experts nationaux et internationaux ont extrapolé la dose absorbée admissible de PCDD/F et de dl-PCB en se basant sur des études toxicologiques. Est considérée comme une absorption admissible, la quantité de polluant (ou d'un groupe de polluants ayant le même mécanisme d'action) pouvant être absorbée quotidiennement sur toute la durée de la vie sans entraîner de risque notable pour la santé. La détermination de la dose absorbée admissible présuppose que les individus les plus sensibles de la population soient également protégés contre les atteintes nocives induites par les valeurs-seuils les plus faibles donnant lieu à des effets. Comme ces effets concernent les fœtus, les jeunes filles et les femmes en âge de procréer doivent être considérées comme le groupe le plus à risque. La demi-vie de ces substances dans l'organisme humain est de plusieurs années; la contamination de la mère avant le début de la grossesse (en d'autres termes la quantité de polluants accumulée chez la mère) est donc un facteur beaucoup plus déterminant pour l'exposition du fœtus que la contamination de la mère durant la grossesse. Les mesures en vue de réduire la contamination par les PCDD/F et les dl-PCB doivent par conséquent déjà s'appliquer aux jeunes femmes dans l'optique d'une grossesse future. L'élément déterminant n'est pas l'absorption à court terme de PCDD/F et de dl-PCB mais l'absorption moyenne sur le long terme. C'est pourquoi, pour ces substances, le CSAH et le JECFA n'indiquent pas la dose absorbée admissible sur une base journalière mais sur une base hebdomadaire (DHA) ou mensuelle (DMAP) (Tab. 4).

Tab. 4 > Dose absorbée admissible de PCDD/F et de dl-PCB selon l'évaluation du risque faite par des groupes d'experts internationaux

Toutes les données sont indiquées en pg TEQ/kg PC/période de référence

Organisme	Dose absorbée admissible	Période de référence	Dose convertie en DJA (en pg TEQ-OMS/kg PC/jour)
OMS (2000)	DJA 1-4	1 jour	1-4
CSAH (2001)	DHA 14	1 semaine	2
JECFA (2002)	DMAP 70	1 mois	2,3

Organisation mondiale de la Santé (OMS) 2000; Comité scientifique de l'alimentation humaine (SCF) 2001;
Comité mixte d'experts des additifs alimentaires de la FAO et de l'OMS (JECFA) 2002

D'autres effets toxiques des dioxines et des composés de type dioxine, qui n'ont pas d'incidence sur les stades sensibles du développement, sont déterminants pour l'évaluation du risque d'atteinte à la santé des groupes de population moins sensibles, soit les femmes après la ménopause ainsi que les garçons et les hommes. Ce n'est qu'assez récemment que les autorités suédoises responsables de la sécurité des aliments ont déterminé une DJA pour les effets non embryotoxiques (Hanberg et al. 2007); elles ont pris en compte, en tant qu'effet critique, l'effet cancérigène des PCDD/F et des dl-PCB. Selon le scénario choisi, la DJA a été fixée à 2 ou à 10 pg TEQ-OMS/kg PC/jour.

Le Comité consultatif scientifique sur la nutrition du Royaume-Uni (SACN) a défini une valeur indicative de 8 pg TEQ-OMS/kg PC/jour en vue de garantir une protection contre les effets non embryotoxiques pouvant être induits par les PCDD/F et les dl-PCB. Cette valeur est également considérée comme offrant une protection suffisante contre un risque accru de cancer – l'effet non embryotoxique le plus important (SACN 2004).

1.3 Détermination des PCB dans les poissons

1.3.1 Exigences posées aux méthodes d'échantillonnage et d'analyse

Lorsque les analyses de la teneur en dioxines et en dl-PCB de denrées alimentaires sont effectuées dans le cadre de contrôles officiels, les exigences de l'annexe II du règlement (CE) n° 1883/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 (CE 2006c) s'appliquent.

1.3.2 Prélèvement des échantillons

Tous les aspects importants du prélèvement des échantillons doivent être documentés: emplacement exact, ainsi qu'espèce, grandeur, poids et sexe des poissons. Il y a lieu de veiller notamment à prendre des mesures pour éviter toute contamination lors de l'emballage, du transport et de la conservation des échantillons. Une feuille d'aluminium préalablement nettoyée à l'aide d'un solvant s'est avérée être un matériau approprié pour l'emballage des poissons. Elle permet en même temps de protéger les échantillons de la lumière, les PCDD/F et les PCB pouvant être dégradés sous l'effet des rayons UV du soleil. Les échantillons doivent être congelés aussi rapidement que possible et conservés dans cet état jusqu'à l'analyse.

1.3.3 Préparation des échantillons

La préparation des échantillons commence par le déballage et la découpe des poissons. Dans l'optique d'une évaluation du risque pour le consommateur, l'analyse porte généralement uniquement sur la partie comestible, c'est-à-dire les filets, avec ou sans peau. Sous la peau se trouve une couche de graisse isolante, qui devrait de préférence être retirée à l'aide d'un couteau lisse et ajoutée à l'échantillon. L'échantillon analysé doit, dans tous les cas, être décrit très précisément.

Après homogénéisation de l'échantillon, une partie de l'homogénat est utilisé pour déterminer la teneur en matière grasse. Cette détermination est capitale afin de pouvoir convertir les résultats d'analyse se rapportant au poids frais et d'obtenir des valeurs rapportées à la teneur en matière grasse. Ce calcul est important pour permettre une comparaison avec les données de la littérature, où les teneurs en dioxines et en PCB sont souvent uniquement indiquées par rapport à la teneur en matière grasse. Cette dernière est déterminée à l'aide d'une extraction par un solvant apolaire, tel que le *n*-hexane, le *n*-pentane, l'éther diéthylique, le dichlorométhane, le cyclohexane, le toluène ou un mélange de solvants, suivie d'un dosage gravimétrique de la matière grasse. Les méthodes d'extraction entrant en ligne de compte sont l'extraction par Soxhlet, l'accelerated solvent extraction (ASE) ou l'extraction liquide par agitation avec un solvant. Dans cette dernière méthode, l'échantillon homogénéisé est mis en suspension dans l'eau et extrait à l'aide d'un mélange de solvants composé d'éthanol, d'éther diéthylique et de *n*-pentane. L'avantage de cette méthode est qu'elle permet de

traiter des échantillons relativement grands (jusqu'à 100 g), ce qui peut s'avérer utile selon le seuil de détection de la méthode. L'expérience montre qu'il faut environ 1 g de matière grasse pour une détermination des dl-PCB; si l'analyse porte également sur les PCDD/F, la quantité minimale nécessaire est d'environ 5 g.

L'étape suivante consiste à séparer la matrice de l'échantillon (matière grasse) des PCDD/F et des dl-PCB à déterminer. Les méthodes qui conviennent à cet effet sont la chromatographie par perméation de gel (GPC) ou la dégradation (hydrolyse) de la matière grasse à l'aide d'acide sulfurique concentré. Les PCDD/F et les PCB supportent ce traitement et peuvent ensuite être extraits de l'hydrolysate. Des quantités relativement importantes de matière grasse peuvent être adsorbées sur du gel de silice acide ou alcalin et hydrolysées ou saponifiées. Au cours de l'étape suivante de la préparation des échantillons s'effectue la séparation par chromatographie en phase liquide en PCDD/F/dl-PCB (PCDD, PCDF ainsi que dl-PCB non chlorosubstitués en *ortho* et monochlorosubstitués en *ortho*) et en i-PCB (PCB dichlorosubstitués en *ortho*). Dans la dernière étape, les PCDD/F et les dl-PCB non chlorosubstitués en *ortho* (PCB 77, 81, 126 et 169) sont séparés des autres PCB monochlorosubstitués en *ortho*. Cette étape est recommandée afin que le PCB 126, qui a un TEF de 0,1 et qui représente la part la plus importante de la somme des concentrations TEQ-OMS de tous les congénères de dl-PCB (60 à 85%), puisse être séparé des autres congénères de PCB susceptibles d'interférer dans le dosage.

Le dosage quantitatif des i-PCB peut se faire soit par chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons (GC-ECD) et comparaison avec un mélange de référence des congénères à déterminer (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180), soit par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS) et comparaison avec un congénère de référence interne marqué avec un isotope, ajouté avant la préparation de l'échantillon. Pour le dosage quantitatif des PCDD/F et des dl-PCB, seule la GC-MS peut être utilisée en raison de la spécificité élevée et de la sensibilité de détection requises. D'une manière générale, la GC couplée à la spectrométrie de masse haute résolution a fait ses preuves pour le dosage de traces de PCDD/F et de dl-PCB en raison de ses performances élevées.

Les PCB étant présents dans les mélanges techniques ainsi que dans les échantillons environnementaux sous forme de mélange d'un grand nombre de congénères, la détermination de tous les composés n'a pas de sens dans la pratique, à cause de l'énorme travail qu'elle nécessiterait. Pour simplifier de manière pragmatique, on ne détermine que 6 ou 7 composés principaux que l'on appelle congénères indicateurs et dont on calcule la somme des concentrations. Il s'agit des PCB suivants: 28, 52, 101, (118), 138, 153 et 180. La publication «Analyse des biphényles polychlorés dans les sols par GC/MS – Méthode recommandée» (OFEFP 2003) peut servir de guide pour la détermination de ces substances. Toutefois, la préparation des échantillons, telle que décrite dans ce document, ne convient pas pour des échantillons de poissons riches en matière grasse; les indications concernant la quantification et l'assurance de qualité sont néanmoins utiles.

Lorsque les données sont recueillies en vue d'une évaluation sanitaire, les dl-PCB présentent un intérêt particulier; toutefois, exception faite de quelques congénères, notamment le PCB 118, leur concentration est inférieure de deux à trois ordres de grandeur à celle des i-PCB, raison pour laquelle la détermination des dl-PCB exige des méthodes d'analyse plus difficiles à mettre en œuvre. Dans les denrées alimentaires et les échantillons environnementaux, ils sont généralement déterminés en même temps que les PCDD/F, par GC-MS haute résolution.

1.3.4 Indication des teneurs par rapport au poids frais ou à la matière grasse

La teneur en matière grasse des poissons varie considérablement selon l'espèce: les valeurs dans le tissu musculaire (filet) vont d'environ 1 % dans les poissons maigres (p. ex. la perche) jusqu'à 30 % dans les anguilles riches en matière grasse, en passant par des teneurs inférieures à 10 % dans les espèces mi-grasses (p. ex. la truite de rivière). La teneur en matière grasse étant en outre sujette à des variations saisonnières (elle est nettement plus faible au printemps qu'en automne), il est plus facile de déterminer la contamination du consommateur lorsque les teneurs se rapportent au poids frais (PF). En revanche, les concentrations rapportées à la teneur en matière grasse conviennent mieux pour évaluer la contamination d'un lac ou d'un cours d'eau sur la base des teneurs en dioxine et en PCB de différentes espèces, le compartiment lipidique étant déterminant pour l'accumulation de ces substances dans le poisson.

1.3.5 Assurance de qualité

Les exigences suivantes devraient être remplies dans le cadre de l'assurance de qualité:

- > emploi de méthodes validées (CITAC/EURACHEM, 2002);
- > utilisation de matériel de référence certifié pour la validation de la méthode;
- > utilisation d'un étalon interne marqué à l'aide d'un isotope;
- > détermination des valeurs à blanc au laboratoire (au moins un blanc par série d'échantillons; pour les grandes séries un blanc pour 5 à 10 échantillons);
- > participation régulière à des analyses interlaboratoires;
- > confirmation des valeurs suspectes par une deuxième mesure indépendante (échantillon B), éventuellement avec la participation d'un autre laboratoire;
- > indication des teneurs par rapport au poids frais conformément à l'annexe du règlement (CE) n° 1881/2006, Teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires, section 5, Dioxines et PCB (CE 2006b).

Par ailleurs, lors de la remise de séries d'échantillons relativement volumineuses pour analyse à des laboratoires externes, il y a lieu d'ajouter, dans les séries, des échantillons dont les teneurs en PCDD/F, en PCB et en dl-PCB sont connus.

1.4 Description de la problématique de la Suisse

En Suisse, le problème que présentent les PCB en tant que polluants environnementaux a été mis en lumière pour la première fois dans les années 1980, dans le contexte de l'extinction de la loutre. Dans une étude de faisabilité concernant sa réintroduction, la contamination trop élevée des poissons par les PCB a été considérée comme posant problème pour la réussite d'un tel projet. En 2007, des concentrations en PCB supérieures à la moyenne ont été mises en évidence dans des poissons capturés dans la Sarine et dans la Birse. S'agissant de la Sarine, il est établi que la source de ces teneurs élevées est l'ancienne décharge de La Pila; en revanche, les causes de la pollution de la Birse n'ont pas encore été élucidées. Le fait que la concentration maximale fixée dans la législation sur les denrées alimentaires pour les PCDD/F et les dl-PCB ait été dépassée dans ces poissons hautement contaminés a conféré un poids encore plus grand à ces constatations.

1.5 Objectifs du projet «PCB dans les eaux et les poissons en Suisse»

Les objectifs du présent projet sont les suivants:

- > Dresser un panorama de la situation sur la base des données disponibles concernant les PCB – et plus particulièrement les dl-PCB et les PCDD/F – dans les eaux et les poissons indigènes. Il y a notamment lieu de déterminer dans quelle fourchette se situe la contamination de fond et si certaines eaux ou certaines espèces de poissons présentent une contamination supérieure à la moyenne. Afin d'avoir une vue d'ensemble complète, il y a également lieu de prendre en compte les concentrations de PCB dans les sédiments, les substances en suspension dans l'eau et les échantillons d'eau prélevés dans ces eaux lorsque ces valeurs sont disponibles. Inventaire

- > Evaluer le risque sanitaire éventuel sur la base des teneurs actuelles dans les poissons, et notamment aussi le risque pour les groupes de personnes présentant une contamination supérieure à la moyenne. Une évaluation écotoxicologique du risque pour les poissons et pour certains organismes prédateurs choisis, qui se nourrissent principalement ou exclusivement de poissons, sera en outre effectuée sur la base des valeurs d'exposition actuelles. Evaluation du risque

- > Proposer des mesures appropriées partout où des lacunes dans les connaissances ou des situations pouvant présenter un danger auront été décelées, afin d'améliorer les connaissances et de réduire le risque pour l'homme et/ou l'environnement. Mesures nécessaires

2 > Compilation des données de mesure concernant les poissons, les sédiments et les matières en suspension

2.1 Qualité et présentation des données

Les données disponibles s'étendent sur la période allant de 1990 à 2009 et sont hétérogènes à plusieurs égards. La conception de l'essai ainsi que les modalités d'échantillonnage ne sont souvent pas ou insuffisamment documentés. Il manque en particulier des informations concernant l'état de santé des poissons et la qualité de l'eau. Plus de 1300 ensembles de données, qui ne sont toutefois pas homogènes et dont une partie est incomplète, ont pu être rassemblés. Le matériel analysé comprenait du tissu musculaire (filet) ou des poissons entiers. Les données concernant les échantillons analysés mentionnent, dans tous les cas, l'espèce; les autres informations (âge, poids, longueur, sexe des poissons) sont toutefois très incomplètes. Les groupes de substances devant être analysés (i-PCB, dl-PCB et PCDD/F) ont été choisis en fonction des objectifs des études; de ce fait, les informations concernant les teneurs ne sont pas cohérentes car elles sont basées sur différents congénères de PCB et de PCDD/F:

- > somme de 3 i-PCB: 138, 153, 180
- > somme de 6 i-PCB: 28, 52, 101, 138, 153, 180
- > somme de 7 i-PCB: 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180
- > somme des dl-PCB en TEQ-OMS
- > somme des PCDD/F en TEQ-OMS

Enfin, certaines différences dans les méthodes d'analyse utilisées, notamment le pouvoir de séparation de la chromatographie, les limites de détection et les valeurs à blanc, ont une incidence sur la qualité des résultats. Les limites de détection et les valeurs à blanc, notamment, sont d'une importance capitale lorsque les concentrations sont faibles.

2.2 Conversion des résultats de mesure des i-PCB en dl-PCB

Les résultats de mesure qui sont basés sur la somme des valeurs obtenues pour différents congénères ne peuvent pas être comparés directement. Toutefois, le profil des congénères de PCB dans les poissons variant généralement dans des limites relativement étroites, on peut en dériver des facteurs de conversion afin de faire une estimation approximative des teneurs en certains groupes de congénères n'ayant pas été déterminées par analyse. Cette démarche a été appliquée afin d'obtenir une comparabilité aussi bonne que possible des résultats de mesure malgré l'hétérogénéité des données. Les facteurs de conversion utilisés ci-après sont présentés dans le Tab. 5; ils se fondent sur les séries de données complètes, comprenant des indications concernant les teneurs en

i-PCB et en dl-PCB, disponibles dans le cadre du présent rapport. Le facteur de conversion i-PCB/dl-PCB se base sur 146 séries de données complètes, alors que celui appliqué pour la conversion 6 i-PCB/3 i-PCB ou 7 i-PCB repose sur 612 séries.

Tab. 5 > Facteurs de conversion pour le calcul des valeurs estimatives de la somme des concentrations de dl-PCB et de 6 i-PCB

Conversion de ...	Conversion en ... dl-PCB (TEQ-OMS) [en pg/g]	Conversion en ... somme de 6 i-PCB [en ng/g]
dl-PCB (TEQ-OMS) [en pg/g]	1	8,79
somme de 3 i-PCB [en ng/g]	0,136	1,20
somme de 6 i-PCB [en ng/g]	0,114	1
somme de 7 i-PCB [en ng/g]	0,0985	0,874

Sur cette base, une teneur en dl-PCB de 8 pg TEQ-OMS/g PF correspond à environ 70 ng de la somme de 6 i-PCB/g PF.

Il y a lieu de relever que la concentration cumulée des i-PCB ne correspond pas à la teneur totale en PCB. S'agissant de la matière grasse humaine, les trois congénères de PCB 138, 153 et 180 ne représentent qu'environ 60 % de la teneur totale réelle. On ne dispose pas d'estimations similaires permettant de calculer la teneur totale dans les poissons. Une expertise de l'Autorité européenne de sécurité des aliments relative aux PCB dans les denrées alimentaires et les aliments pour animaux indique que la teneur cumulée des 6 i-PCB correspond à environ 50 % de la teneur totale effective en PCB (EFSA 2005b).

Dans une partie des ensembles de données, certaines concentrations se situent en dessous des limites de détection. Dans de tels cas, on a utilisé des valeurs nulles (=0) à la place des limites de détection pour déterminer la somme des valeurs des congénères non décelés. Des valeurs cumulées de ce type doivent donc être considérées comme des teneurs minimales (lower bound limit).

Afin d'avoir une vue d'ensemble, les teneurs en PCB et en PCDD/F mesurées ont été regroupées pour obtenir les valeurs cumulées ci-après (voir aussi Tab. 2, calcul selon 1.2.1):

- > **i-PCB [en ng/g]**: somme des 6 congénères d'i-PCB
- > **dl-PCB [en pg/g]**: somme des TEQ-OMS (équivalents toxiques selon l'OMS)
- > **PCDD/F [en pg/g]**: somme des TEQ-OMS (équivalents toxiques selon l'OMS)
- > **PCDD/F et dl-PCB [en pg/g]**: somme des TEQ-OMS (équivalents toxiques selon l'OMS)

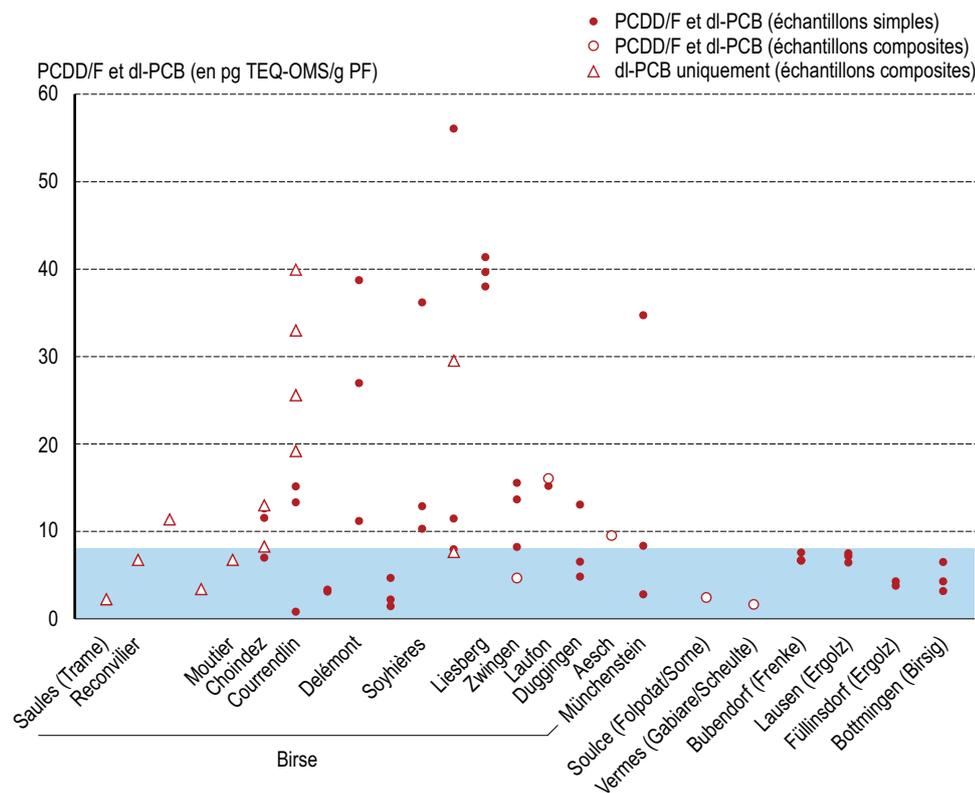
D'une manière générale, dans les figures ci-après, les symboles pleins indiquent des échantillons simples et les symboles ouverts, des échantillons composites. Les valeurs englobant à la fois des PCDD/F et des dl-PCB sont représentées par des cercles, celles concernant uniquement des teneurs en dl-PCB par des triangles. Dans toutes les figures, la zone en bleu clair représente la zone située en dessous de la Cmax pour les PCDD/F et les dl-PCB, soit 8 pg TEQ-OMS/g PF.

2.3 **Teneurs en PCDD/F, en dl-PCB et en i-PCB dans les poissons provenant des eaux suisses**

2.3.1 **Birse et Doubs avec leurs bassins versants, ainsi que Birsig, Frenke et Ergolz**

En 2008 et en 2009, des teneurs en dl-PCB dépassant dans certains cas largement la Cmax ont été mesurées dans des poissons provenant de la Birse, qui traverse les cantons de Berne, du Jura et de Bâle-Campagne. La Fig. 3 présente les teneurs mesurées dans des poissons capturés dans la Birse et dans son bassin versant ainsi que dans d'autres rivières – la Birsig, la Frenke et l'Ergolz. Les 63 échantillons représentés (56 truites de rivière, 5 ombres et 2 chevaines) correspondent à 45 échantillons simples et 18 échantillons composites de 3 à 5 individus. Alors que les teneurs en dl-PCB des deux échantillons prélevés dans les régions proches des sources de la Some et de la Scheulte, deux bras latéraux de la Birse, se situent dans la plage de la contamination de fond, avec respectivement 2,5 et 1,6 pg TEQ-OMS/g PF, les poissons provenant de la Birse présentent, sur pratiquement toute sa longueur, des valeurs supérieures à la Cmax. En aval du barrage de Choindez, on a même mesuré plusieurs valeurs aux alentours de 40 pg TEQ-OMS/g PF, avec une valeur maximale de 56 pg TEQ-OMS/g PF. La proportion des PCDD/F par rapport à la concentration en TEQ-OMS est en moyenne de $6,7 \pm 4,5 \%$ sur l'ensemble des échantillons.

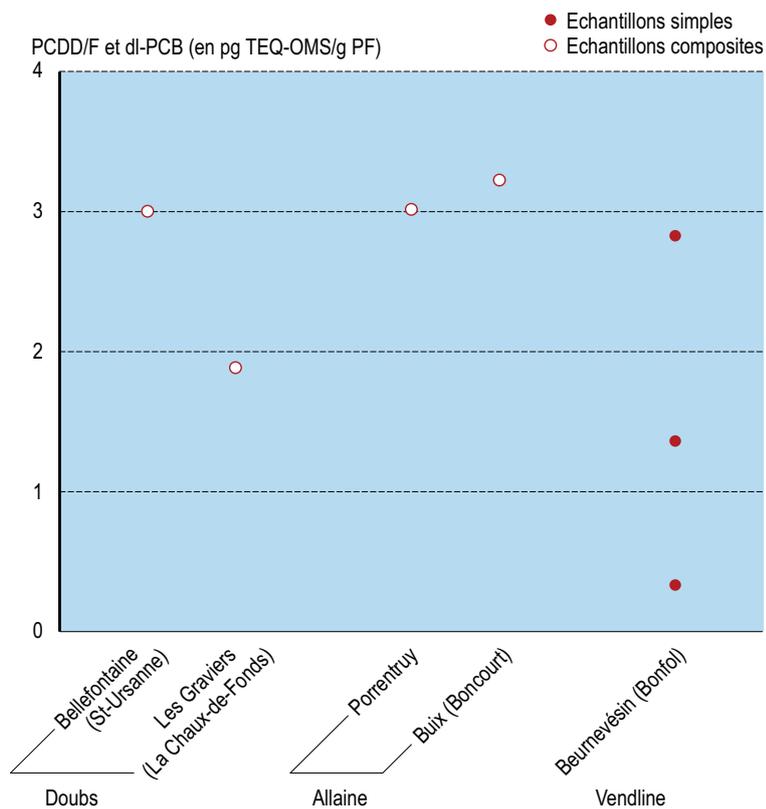
Fig. 3 > PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant de la Birse et de son bassin versant ainsi que de la Birsig et de l'Ergolz



Dans la Birsig, la Frenke et l'Ergolz, les teneurs en dl-PCB et en PCDD/F des poissons (chevaine, truite de rivière, ombre) se situent entre 3,2 et 7,2 pg TEQ-OMS/g PF. La proportion des PCDD/F par rapport à la concentration totale en TEQ-OMS est de 5%. Ces trois rivières sont fortement marquées par les activités humaines, notamment l'évacuation des eaux urbaines, l'industrie et l'artisanat.

Dans le Doubs et ses affluents (voir Fig. 4), toutes les truites de rivière présentaient des teneurs en dl-PCB inférieures à la Cmax, la valeur la plus élevée étant de 3,2 pg TEQ-OMS/g PF. La proportion des PCDD/F par rapport à la concentration totale en TEQ-OMS est en moyenne de $15 \pm 3\%$ sur l'ensemble des échantillons.

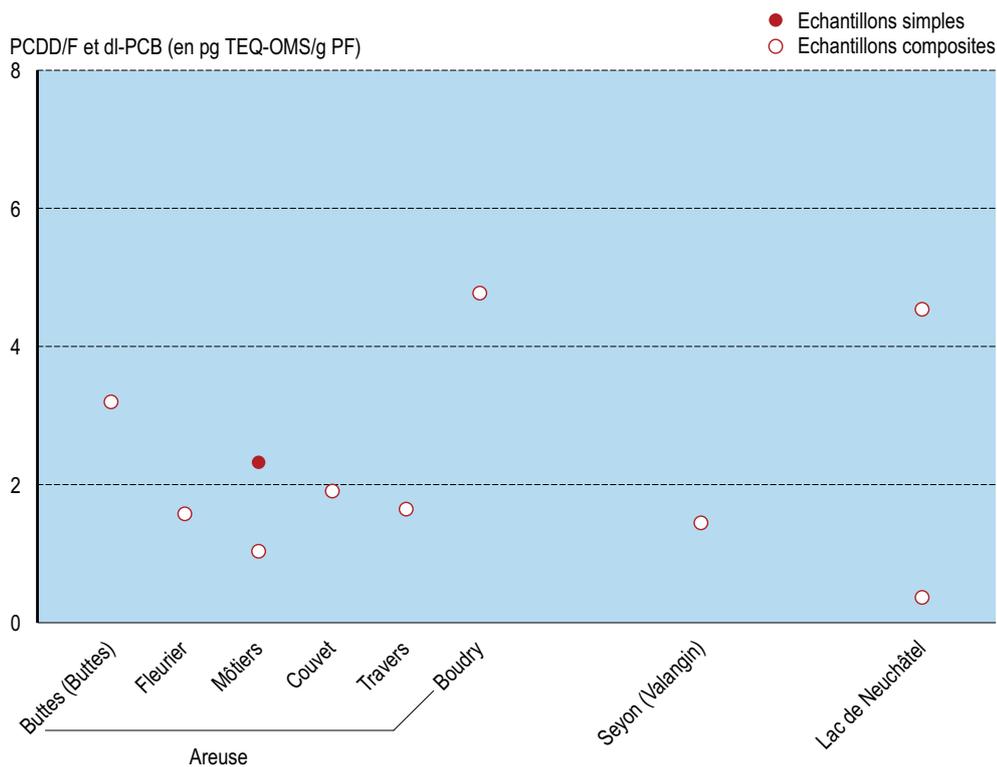
Fig. 4 > PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant du Doubs et de ses affluents du Jura (Allaine et Vendline)



2.3.2 Jura neuchâtelois et lac de Neuchâtel

Toutes les teneurs mesurées dans les poissons provenant des eaux du Jura neuchâtelois et du lac de Neuchâtel sont nettement inférieures à la Cmax (Fig. 5). Les teneurs très différentes des deux échantillons prélevés dans le lac de Neuchâtel (4,5 pg TEQ-OMS/g PF pour un échantillon composite de 10 corégones avec un taux moyen de matière grasse de 9,6% et 0,36 pg TEQ-OMS/g PF pour un échantillon composite de 10 perches avec un taux moyen de matière grasse de 1,2%) sont imputables à la différence dans la teneur en matière grasse des deux espèces examinées; les valeurs obtenues pour les teneurs rapportées au taux de matière grasse sont plus proches. Les teneurs en matière grasse des autres échantillons (1 ombre, 22 truites de rivière) n'étant pas connues, il n'est pas possible d'établir des comparaisons.

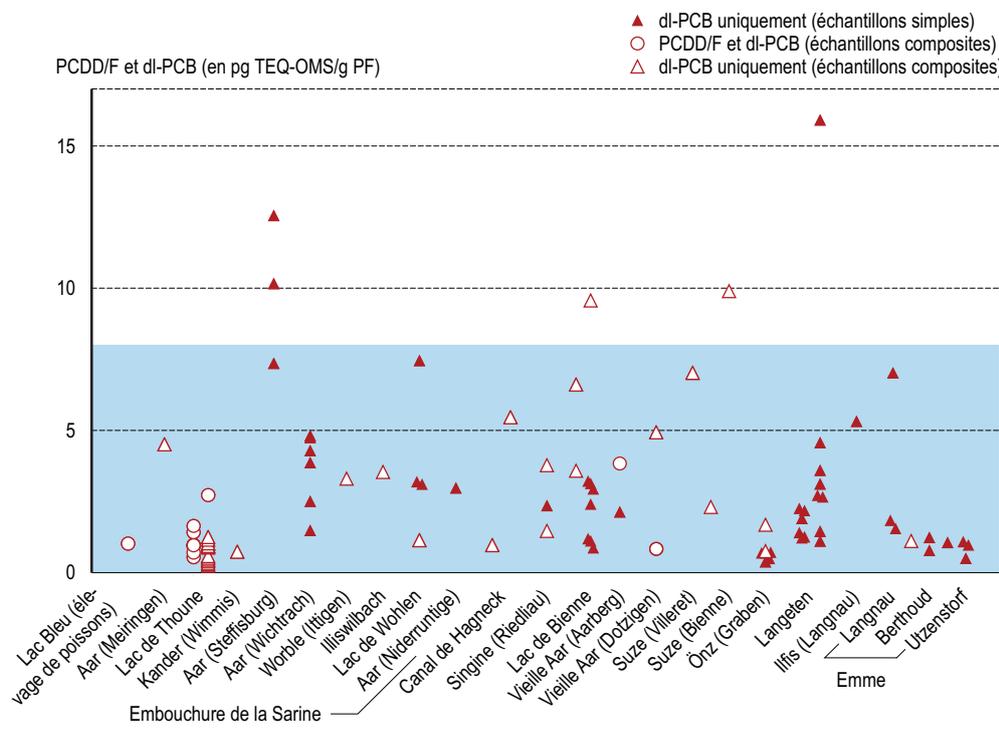
Fig. 5 > PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant de cours d'eau du Jura neuchâtelois (Areuse, Seyon) et du lac de Neuchâtel



2.3.3 Aar et son bassin versant

Dans le cadre des observations concernant les malformations inhabituelles des gonades des corégones provenant du lac de Thoune faites depuis 2000, la contamination de cette espèce par des PCB et d'autres produits chimiques persistants a été bien étudiée et documentée (Bogdal et al. 2009). Pratiquement toutes les teneurs mesurées dans des corégones du lac de Thoune, ainsi que dans des truites de rivière provenant de l'Aar jusqu'au lac de Wohlen, se situent dans la plage basse de la contamination de fond et sont inférieures à 4 pg TEQ-OMS/g PF (Fig. 6). Seuls trois barbeaux capturés dans l'Aar près de Steffisburg présentaient des teneurs aux alentours de la Cmax, voire supérieures. A partir du lac de Wohlen et de l'embouchure de la Sarine ainsi que dans le lac de Bienne, on observe une légère augmentation des teneurs avec quelques dépassements de la Cmax dans deux échantillons composites provenant du canal de Hagneck et de la Vieille Aar (barbeaux, respectivement 9,6 et 9,9 pg TEQ-OMS/g PF) ainsi que dans une truite de rivière provenant de la Langeten (15,6 pg TEQ-OMS/g PF), un spécimen de taille supérieure à la moyenne et probablement aussi relativement âgé. Les teneurs en PCB des poissons capturés dans les affluents de l'Aar (Emme, Ilfis, Önz et Schüss) se situent dans la plage de la contamination de fond, donc en dessous de 4 pg TEQ-OMS/g PF, exception faite de la Sarine, pour laquelle les résultats sont présentés ci-après, ainsi que de la Langeten.

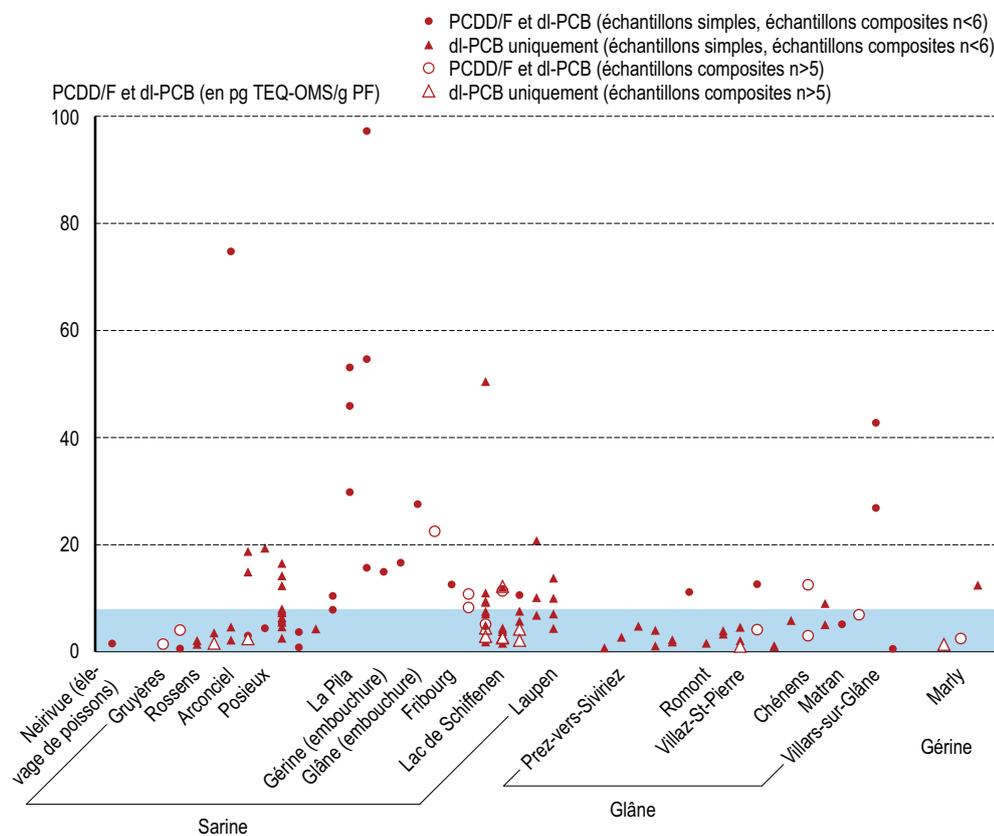
Fig. 6 > PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant de l'Aar et de son bassin versant, à l'exclusion de la Sarine



2.3.4 Sarine et son bassin versant

Au vu des teneurs élevées dues à des PCB provenant de la décharge de La Pila mises en évidence dans des poissons prélevés dans la Sarine, quelque 120 échantillons simples et composites provenant du bassin versant de la Sarine ainsi que de ses affluents, la Glâne et la Gérine, ont été analysés en vue de déterminer les dl-PCB et, dans certains cas aussi, les PCDD/F; les i-PCB n'ont pas été déterminés dans le cadre de cette campagne de mesures. La Fig. 7 montre que les teneurs les plus élevées se situent à proximité de La Pila, en aval ou en amont, ainsi que dans la Gérine et dans la Glâne peu avant leur embouchure dans la Sarine; on n'a pas d'indications concernant d'autres sources ponctuelles. Globalement, environ 20% des valeurs mesurées sont supérieures à la Cmax et, sur le tronçon situé entre La Pila et Fribourg, toutes les valeurs dépassent la Cmax. La plupart des échantillons analysés sont des échantillons composites regroupant jusqu'à 70 individus, avec des teneurs en dl-PCB se situant dans une plage moyenne; par conséquent certains poissons contenus dans des échantillons de ce type pourraient présenter des teneurs élevées comparables à la valeur maximale de 97 pg TEQ-OMS/g PF qui a été mesurée dans un individu. Toutefois, dans certains de ces échantillons composites, les concentrations sont supérieures à la Cmax, ce qui est étonnant dans la mesure où l'un de ces échantillons composites est constitué de perches

Fig. 7 > PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant de la Sarine et de son bassin versant

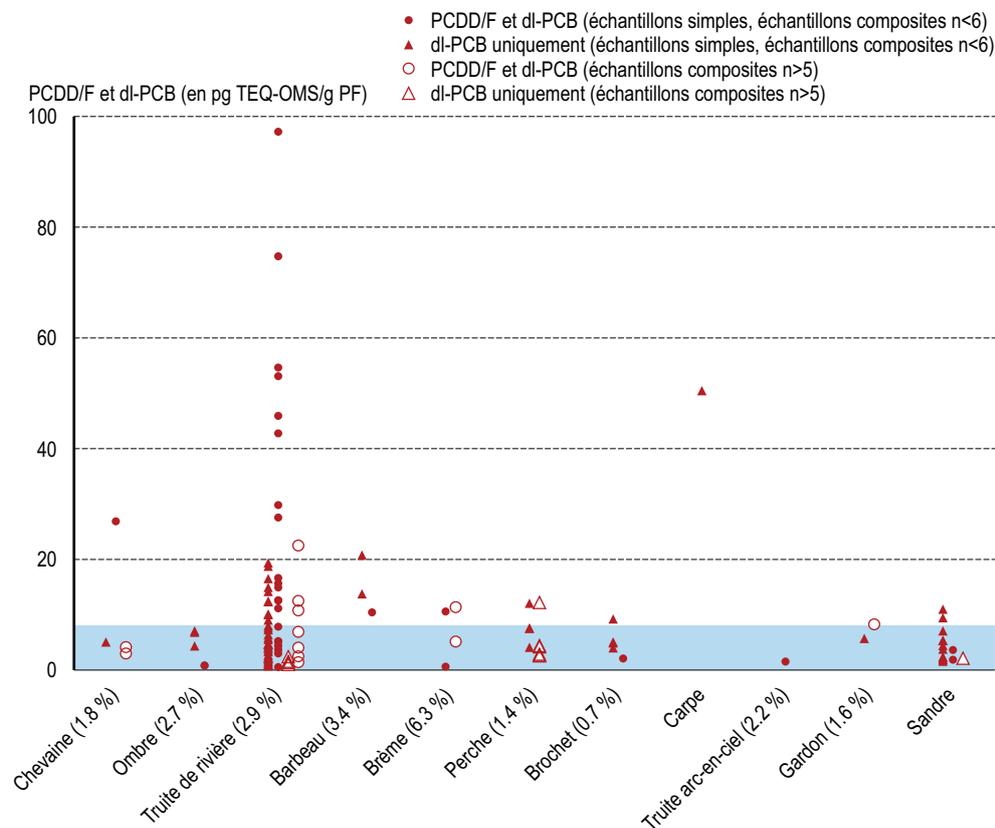


(70 spécimens prélevés dans le lac de Schifflenen). Cette espèce, de par son faible taux de matière grasse, présente généralement des teneurs rapportées au poids frais nettement plus faibles que d'autres espèces plus riches en matière grasse que l'on trouve dans cette région.

Pour l'ensemble des échantillons dans lesquels les PCDD/F ont également été déterminés, la proportion des dl-PCB par rapport à la concentration en TEQ-OMS est en moyenne de $94,7 \pm 5,4\%$. Différentes espèces ont été analysées (chevaine, ombre, truite de rivière, barbeau, brème, perche, brochet, carpe, truite arc-en-ciel, gardon et sandre). Les valeurs se rapportant au poids frais et aux taux de matière grasse n'étant pas toujours disponibles, il n'est pas possible d'effectuer une comparaison directe entre les différentes espèces par le biais de valeurs rapportées à la teneur en matière grasse. La Fig. 8 présente donc les valeurs pour les différentes espèces. Elle montre que dans les espèces pauvres en matière grasse, telles que le chevaine, la perche, le brochet, le gardon et la sandre, les teneurs ont plutôt tendance à se situer dans la plage inférieure, mais que certaines mesures indiquent une contamination extrêmement importante.

Fig. 8 > PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant de la Sarine et de son bassin versant, par espèce

Le taux moyen de matière grasse de chaque espèce (en %) est indiqué entre parenthèses



2.3.5 Canton de Genève

La majeure partie des données disponibles concernant le lac Léman datent des années 2007 et 2008, avec en complément un petit ensemble de données recueillies en 2001. Les seules eaux suisses dans lesquelles on a également déterminé la concentration de PCDD/F et de dl-PCB dans certaines espèces d'écrevisses sont celles du Léman. Tous les résultats concernant les différentes espèces de poissons et les écrevisses sont présentés dans les Fig. 9 et 10 en fonction respectivement de leur teneur en matière grasse et de la longueur des poissons.

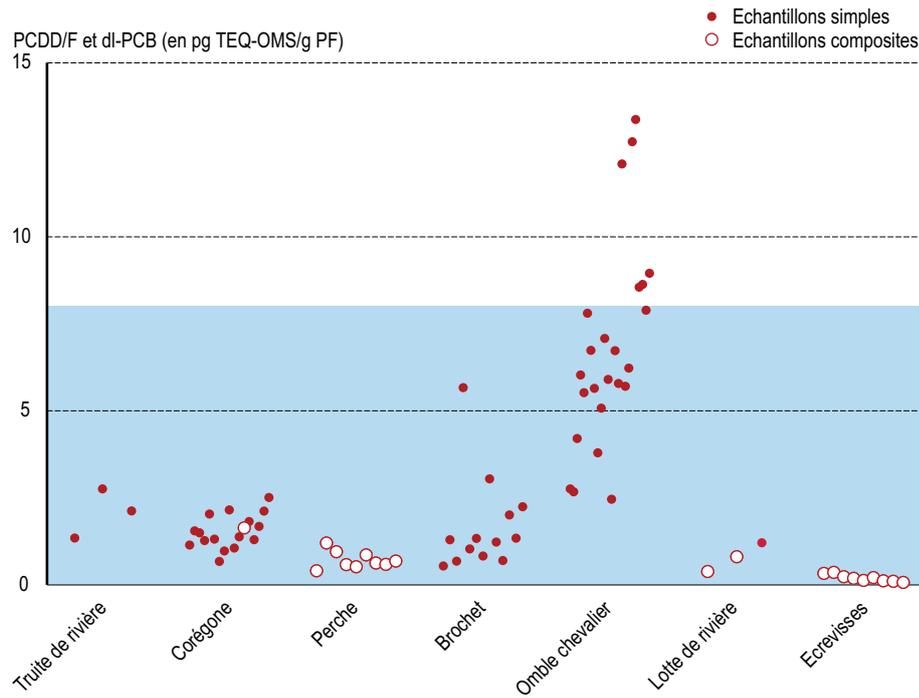
Lac Léman

Les concentrations les plus élevées en PCDD/F et en dl-PCB ont été décelées dans des ombles chevaliers: 6 des 24 exemplaires examinés présentaient des teneurs supérieures à la Cmax de 8 pg TEQ-OMS/g PF. Ces teneurs élevées sont probablement dues à la forte teneur en matière grasse de cette espèce; l'omble chevalier présentait le taux moyen de matière grasse le plus élevé, soit 5,3 %, suivi du corégone (3,0 %), de la lotte de rivière (1,1 %), de la perche (0,88 %), de la truite de rivière (0,86 %) et du brochet (0,85 %). Le taux de matière grasse de ces truites de rivière du lac Léman est toutefois très faible: généralement la chair musculaire des truites de rivière contient 2 à 3 % de matière grasse. Deux spécimens de brochet, poisson pauvre en matière grasse, présentent également des concentrations similaires à celles des ombles chevaliers. Il s'agit des spécimens les plus grands et les plus lourds ayant été examinés, et probablement aussi les plus vieux. Cette corrélation entre la teneur en polluant, d'une part, et le taux de matière grasse ou la longueur des poissons, d'autre part, ressort très clairement des Fig. 9 et 10, surtout pour les spécimens dont la contamination est relativement élevée. Dans toutes les autres espèces analysées (truite de rivière, corégone, perche et lotte de rivière), les concentrations sont inférieures à 3 pg TEQ-OMS/g PF. Des valeurs tout aussi faibles ont été mesurées en 2001 dans des échantillons composites de 10 corégones (1,6 pg TEQ-OMS/g PF) et de 14 perches (0,9 pg TEQ-OMS/g PF).

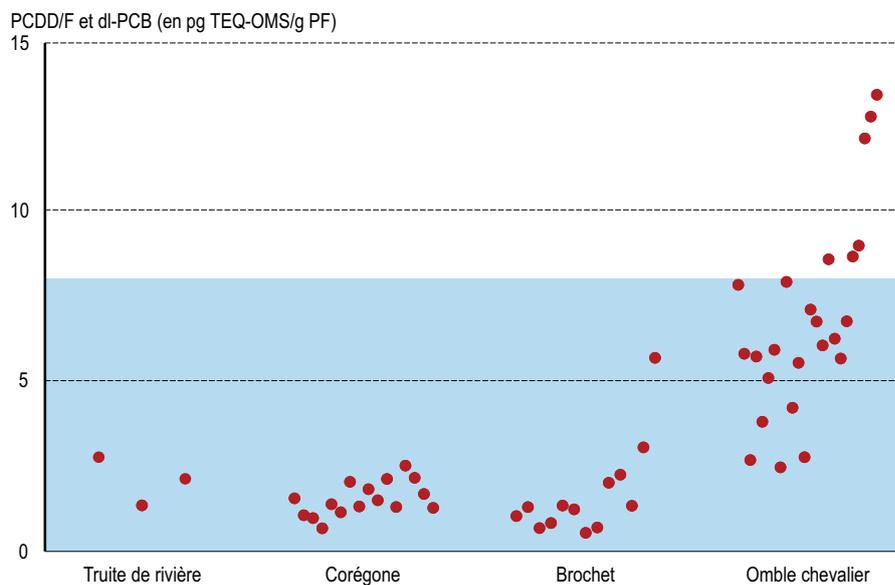
Des écrevisses (écrevisse américaine et écrevisse signal) provenant du lac Léman ont également été analysées. Les concentrations sont toutes inférieures à 1 pg TEQ-OMS/g PF, ce qui s'explique par les taux de matière grasse très faibles de ces deux espèces (respectivement 0,56 et 0,73 %).

Fig. 9 > PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant du lac Léman

Pour chaque espèce, les valeurs sont présentées par ordre croissant de la teneur en matière grasse des échantillons examinés

**Fig. 10** > PCDD/F et dl-PCB dans des poissons (exemplaires uniques) prélevés dans le lac Léman en 2007/2008

Pour chaque espèce, les valeurs sont présentées par ordre croissant de longueur des spécimens examinés



Différents exemplaires de barbeau (n=3), de chevaine (n=2), de truite de rivière (n=5) et de perche (n=2) capturés en 2007 dans le Rhône près de Verbois ont été analysés. Les teneurs mesurées se situaient entre 0,68 et 7,2 pg TEQ-OMS/g PF. Comme le montre la Fig. 11, les truites de rivière présentaient les teneurs les plus élevées (de 4 à 7,2 pg TEQ-OMS/g PF). Tout comme dans le cas des ombles chevaliers provenant du lac Léman, les concentrations les plus élevées ont été mesurées dans les individus les plus grands et/ou les plus lourds. Le taux moyen de matière grasse des truites de rivière est de 4,7%; il est donc supérieur à celui des barbeaux (4,4%), des chevaines (2,8%) et des perches (0,58%). Ici aussi, les deux exemplaires de truite de rivière les plus grands (46 et 47 cm de long pour des poids respectifs de 1086 et 1237 g) présentaient les teneurs les plus élevées (6,7 et 7,2 pg TEQ-OMS/g PF), proches de la Cmax. Ces exemplaires avaient en outre le taux de matière grasse le plus élevé (respectivement 6,7% et 7,8%). La Fig. 12 montre la corrélation entre la teneur en PCB rapportée au poids frais et le taux de matière grasse.

Rhône près de Verbois
(à env. 10 km à l'ouest de Genève)

Fig. 11 > PCDD/F et dl-PCB dans des poissons prélevés dans le Rhône près de Verbois (spécimens isolés)

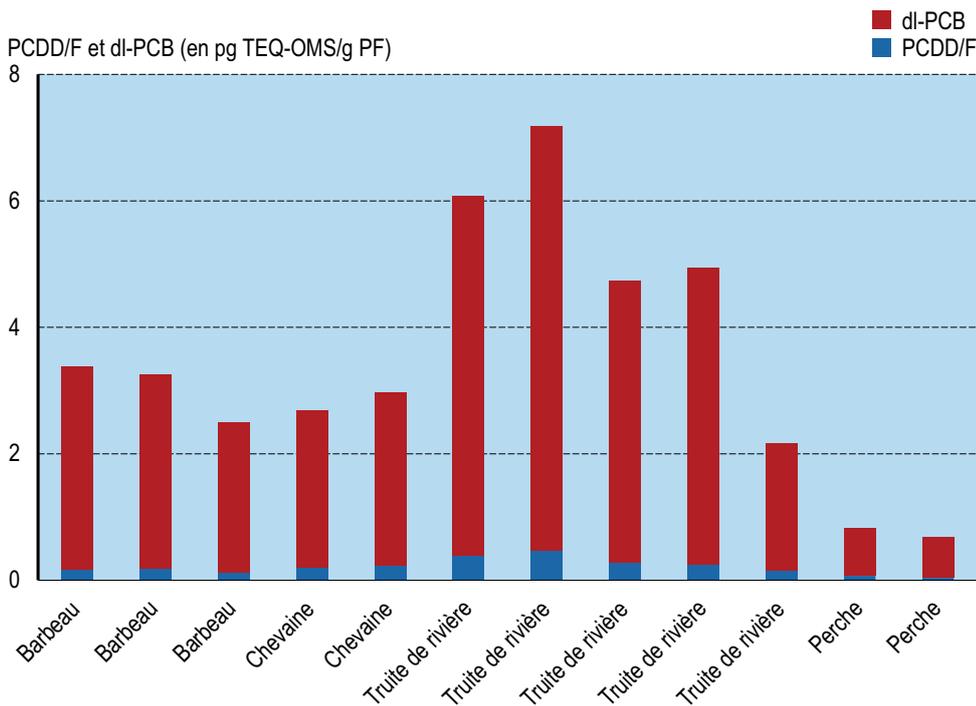
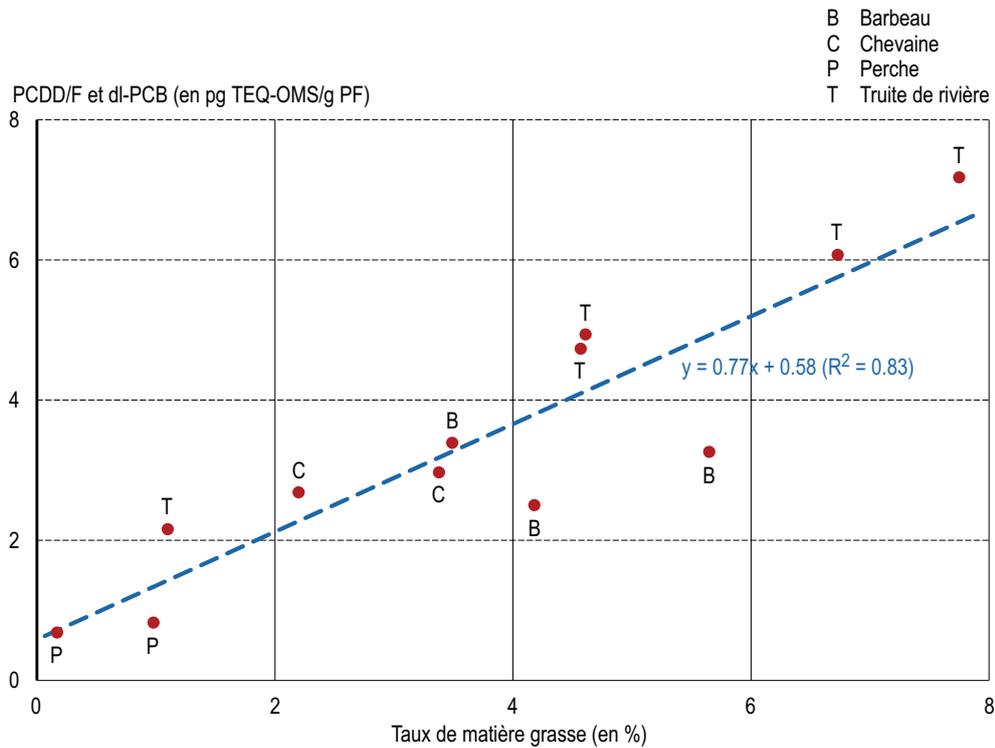


Fig. 12 > Corrélation entre le taux de matière grasse et les PCDD/F et dl-PCB dans des poissons prélevés dans le Rhône près de Verbois (GE)



Trois échantillons simples provenant de la Versoix (lieux de capture Sauverny et Pont de Bossy) ont été analysés en 2007, soit deux truites de rivière et un ombre. Dans ces spécimens, les teneurs étaient toutes inférieures à la Cmax et se situaient dans la même plage de concentrations que celles des poissons prélevés dans le Rhône près de Verbois mentionnés plus haut. Ici aussi, la concentration la plus élevée (5,6 pg TEQ-OMS/g PF) a été mesurée dans l'exemplaire le plus grand et le plus riche en matière grasse (une truite de rivière de 41 cm de long, pesant 710 g, avec un taux de matière grasse de 4,1 %), contre 1,7 pg TEQ-OMS/g PF pour l'autre truite de rivière (longueur 29 cm, poids 230 g, taux de matière grasse 2,6 %) et 1,8 pg TEQ-OMS/g PF pour l'ombre.

Versoix près de Genève

2.3.6 Canton de Vaud

Les données concernant les poissons recueillies dans le canton de Vaud datent des années 1990 à 1993, de même que d'une campagne d'analyses récente, menée en 2008. Tous les résultats sont présentés dans la Fig. 13; ils sont classés par cours d'eau et bassin versant. Comme ce fut le cas pour d'autres analyses effectuées par le passé, les déterminations faites au cours de la période allant de 1990 à 1993 ne portent que sur les i-PCB, ce qui correspondait aux exigences de l'époque en matière d'analyse des PCB. Les teneurs en i-PCB ont donc été converties, pour la présente évaluation, en teneurs en TEQ-OMS à l'aide des facteurs de conversion du Tab. 5, en fixant à 10 ng/g PF la limite de détection pour chaque congénère non décelable. Les concentrations de PCB indiquées dans la Fig. 13 doivent donc être considérées comme des valeurs maximales. D'une manière générale, en ce qui concerne ces résultats, il y a lieu de relever qu'à l'exception des teneurs en PCB des poissons prélevés dans la Venoge, toutes les valeurs mesurées en 2008 sont inférieures à la Cmax.

Pratiquement toutes les mesures faites sur des truites de rivière provenant d'élevages de poissons se situent dans la plage inférieure de la contamination de fond allant jusqu'à 4 pg TEQ-OMS/g PF; un seul élevage a présenté une contamination minimale.

Elevages de poissons

L'Orbe/la Thielle, le Talent et la Mentue se jettent dans le lac de Neuchâtel, la Broye dans le lac de Morat. Pour les poissons de ces eaux, on dispose de données des années 1990 à 1992 concernant les teneurs en i-PCB ainsi que de certaines données concernant les PCDD/F et les dl-PCB recueillies en 2008. Toutes les concentrations se situent dans la plage de la contamination de fond ou de la limite de détection, à une exception près: une truite de rivière prélevée dans l'Orbe/la Thielle au cours de la période allant de 1990 à 1993, pour laquelle tous les congénères indicateurs, excepté le PCB 28, ont été recherchés et où la somme des concentrations obtenue était de 190 ng/g PF. Cette truite de rivière, dont la longueur et le poids sont les plus élevés de toute la série (longueur 35 cm, poids 410 g), aurait donc probablement nettement dépassé la Cmax de 8 pg/g PF. Comme indiqué au chapitre 2.3.2, les teneurs en PCB de deux échantillons composites provenant du lac de Neuchâtel, comprenant l'un des corégones, l'autre des perches, se situent également dans la plage de la contamination de fond, donc nettement en dessous de la Cmax (voir Fig. 5).

Eaux du bassin versant du lac de Neuchâtel et du lac de Morat

Toutes les teneurs en PCB des poissons provenant de l'Arnon et de la Grande Eau se situent dans la plage de la contamination de fond.

Bassin versant du Rhône dans le canton de Vaud

Les données disponibles datent des années 1990 à 1993 ainsi que de 2008. Les résultats obtenus entre 1990 et 1993 concernent exclusivement les i-PCB et ces analyses ont été faites avec des limites de détection relativement élevées de 10 ng/g PF pour chaque congénère. Dans bon nombre de ces échantillons, les valeurs mesurées se situent en dessous de la limite de détection pour tous les congénères ou pour une partie des six congénères d'i-PCB (voir Fig. 13). Les PCDD/F et les dl-PCB n'ont été déterminés qu'en 2008. Si l'on excepte la Venoge, tous les poissons se situent dans la plage de la Cmax. Ce n'est que dans les poissons provenant de la Venoge, où l'on avait déjà

Affluents du lac Léman (Eau Froide, Venoge, Boiron de Morges, Boiron, Aubonne, Eau Noire et Promenthouse)

mesuré des concentrations élevées entre 1990 et 1993, que l'on a trouvé des teneurs supérieures à la Cmax en 2008. Malheureusement, les lieux de capture de ces deux campagnes ne sont pas documentés; on ne peut donc pas attribuer ces teneurs élevées à un tronçon déterminé de la rivière. Une chose est toutefois frappante: les profils des congénères des i-PCB déterminés au cours de la période allant de 1990 à 1993 dans les poissons fortement contaminés présentent une distribution très inhabituelle (Fig. 14). Par rapport au profil de distribution moyen des i-PCB dans 38 truites de rivière provenant des cantons de GE, VD et VS, on remarque des proportions nettement accrues des congénères chlorosubstitués en position 3 et 4 (PCB 28 et 52), qui ne constituent généralement qu'une faible proportion des congénères indicateurs. La raison de cette divergence n'est pas connue. On ne peut pas exclure notamment une contamination des eaux par une source locale située à proximité du lieu de capture, caractérisée par des mélanges de PCB à faible teneur en chlore (Aroclor 1016, 1232, 1242). Il n'existe toutefois pas d'informations supplémentaires pour étayer cette supposition. La base de données disponible étant relativement ancienne et les aspects relatifs à l'assurance de qualité n'étant pas documentés, on ne peut pas non plus totalement exclure que ces profils de congénères inhabituels soient liés à la méthode d'analyse utilisée.

Fig. 13 > PCDD/F et PCB dans les poissons provenant d'eaux du canton de Vaud

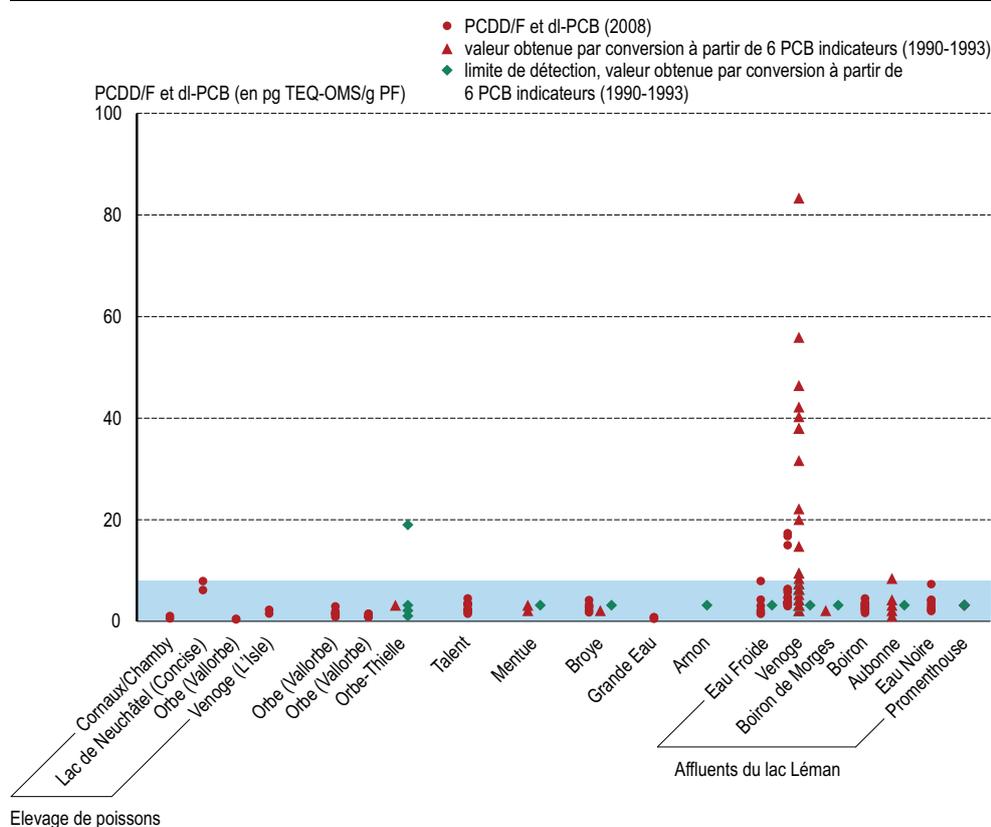
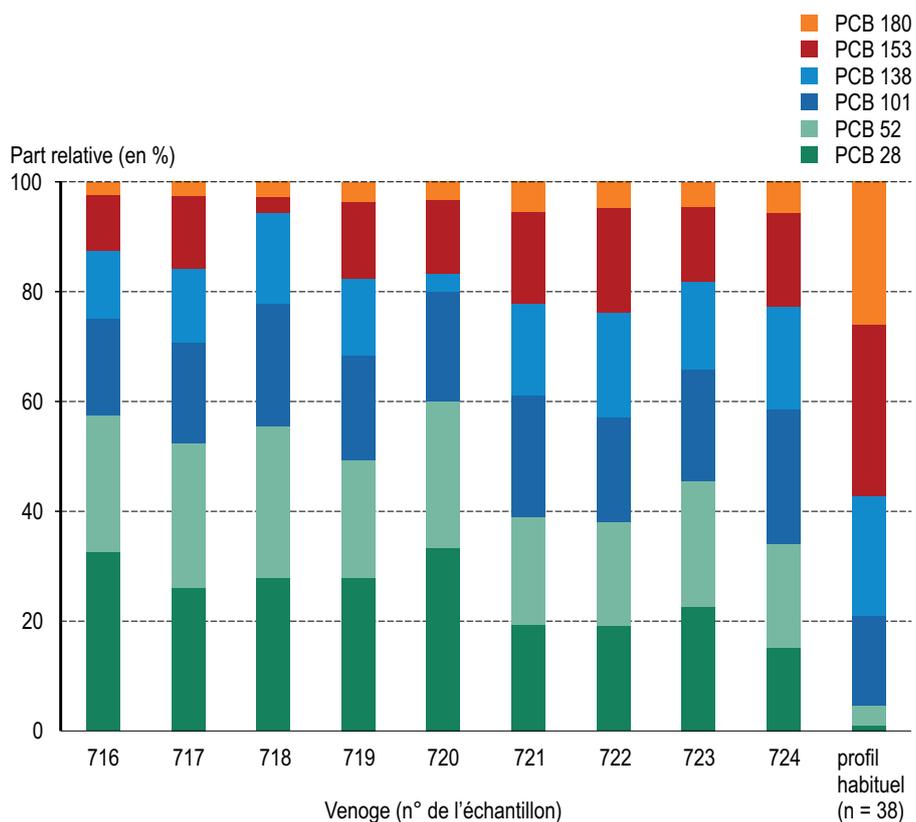


Fig. 14 > Profil de distribution des 6 i-PCB dans des truites de rivière provenant de la Venoge (échantillons n° 716 à 724 de la campagne réalisée entre 1990 et 1993) par rapport au profil moyen usuel de 38 truites de rivière provenant des cantons de GE, VD et VS

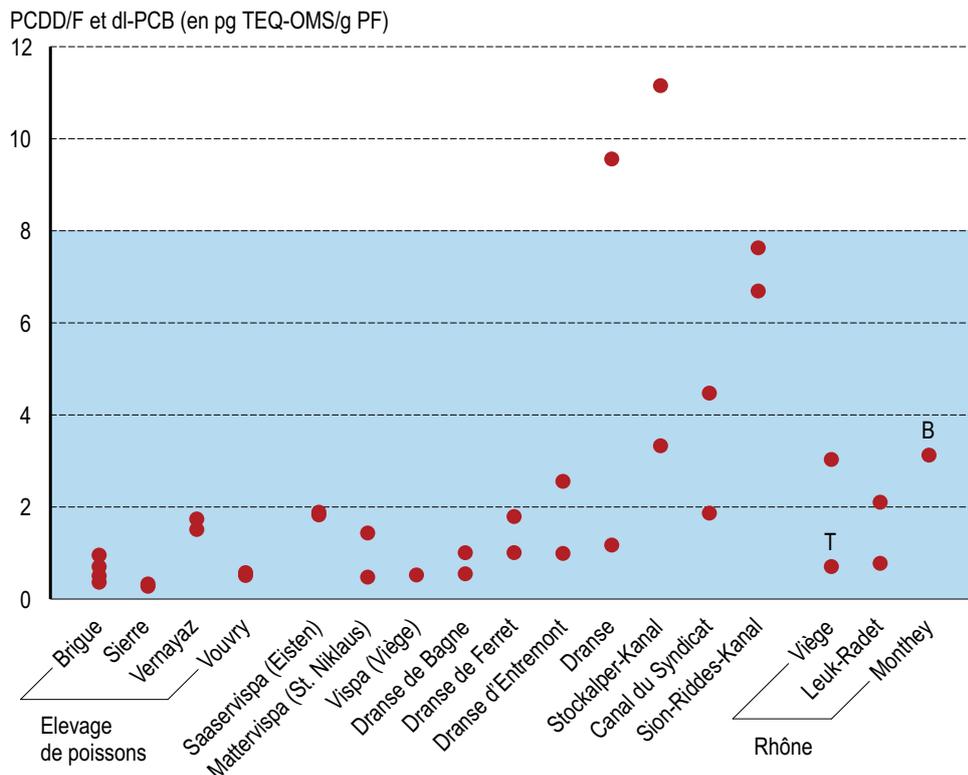


2.3.7 Canton du Valais

Ces analyses ont toutes été faites en 2008 sur des spécimens isolés; elles portent exclusivement sur des truites de rivière, si l'on excepte un brochet et une truite arc-en-ciel (Fig. 15). A deux exceptions près, les teneurs sont inférieures à la Cmax. Sur les 34 valeurs mesurées, 29 (85 %) se situaient en dessous de 4 pg TEQ-OMS/g PF et 24 (71 %) étaient même inférieures à 2 pg TEQ-OMS/g PF. Les teneurs mesurées dans les deux échantillons présentant la contamination la plus élevée étaient de 11,2 et de 9,6 pg TEQ-OMS/g PF. Il s'agit d'une truite de rivière provenant du canal Stockalper et d'un exemplaire de la même espèce prélevé dans la Dranse. Il est frappant de constater que, dans l'exemplaire prélevé dans le canal Stockalper, la proportion de PCDD/F par rapport à la teneur totale est nettement plus élevée que dans les autres poissons. Des observations de ce type peuvent indiquer l'existence de sources locales de PCDD/F qui pollueraient les eaux. Toutefois, cette observation n'étant basée que sur une seule mesure, ce résultat devrait être vérifié par une étude ciblée.

Par rapport aux poissons en liberté, les truites de rivière provenant d'élevages avaient tendance à présenter des teneurs plus faibles en PCDD/F et en dl-PCB; toutes les valeurs (n=10) étaient inférieures à 2 pg TEQ-OMS/g PF, et la plupart même inférieures à 1 pg TEQ-OMS/g PF.

Fig. 15 > PCDD/F et dl-PCB dans des truites de rivière, un brochet (B) et une truite arc-en-ciel (T) provenant d'élevages et de rivières du Valais



2.3.8 Rhin et lac de Constance

Pour les poissons provenant du Rhin et du lac de Constance, on dispose de données à partir de 1993. Dans les années 1990, on n'a mesuré, sauf rares exceptions, que des teneurs en i-PCB; les données concernant les dl-PCB et les PCDD/F n'ont été recueillies que depuis 2001. Le spectre des espèces analysées est très large: du Rhin alpin jusqu'au lac de Constance, il s'agit uniquement de truites de rivière; dans le lac de Constance, en plus des corégones, les analyses ont porté sur des anguilles, des perches, des vandoises, des brochets et des lottes de rivière et, dans le Haut-Rhin en aval du lac inférieur, principalement sur des anguilles, mais aussi sur des barbeaux, des corégones, des perches, des brochets et des gardons.

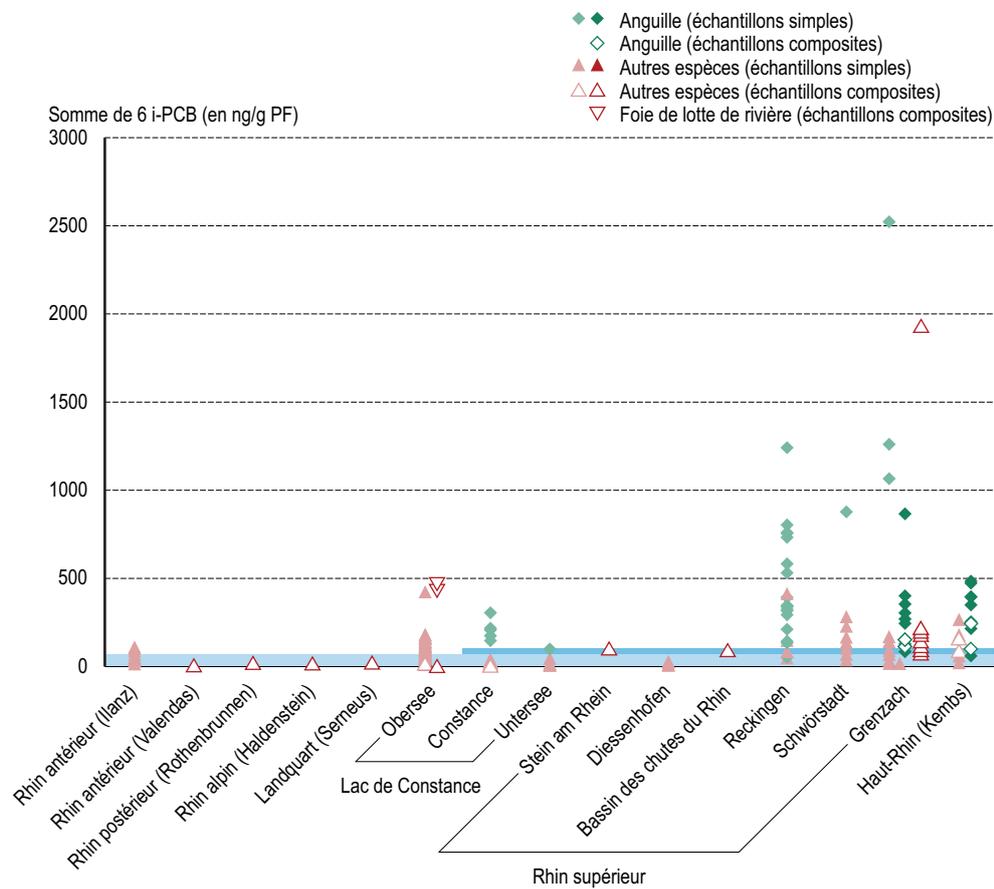
Les figures 16 et 17 regroupent les données disponibles depuis 1993 concernant les PCDD/F et les dl-PCB (Fig. 16) ainsi que les i-PCB (Fig. 17). La figure 16 montre que, dans les poissons prélevés dans le Rhin alpin, lac de Constance compris, on peut s'attendre à ce que la Cmax ne soit pratiquement pas dépassée: toutes les teneurs mesurées à partir de 2001 se situent dans la plage de la contamination de fond et ne dépassent pas 4 pg TEQ-OMS/g PF. Les seules valeurs considérablement supérieures à la Cmax sont des teneurs d'env. 35 pg TEQ-OMS/g PF mesurées dans le foie de lottes de rivière provenant du lac de Constance. En revanche, les teneurs dans la chair musculaire de ces mêmes poissons se situent tout à fait dans la norme, aux alentours de 0,4 TEQ-OMS/g PF (voir Fig. 17). Ensuite, jusqu'au bassin des chutes du Rhin, les teneurs sont toujours inférieures à la Cmax mais, plus en aval, elles sont nettement supérieures. Chez l'anguille notamment, pour laquelle une Cmax de 12 pg TEQ-OMS/g PF a été fixée en raison de son taux élevé de matière grasse, des dépassements considérables de la Cmax ont été mis en évidence dans certains individus. Une autre valeur extrême qui saute aux yeux dans cette figure est celle de 70 pg TEQ-OMS/g PF mesurée dans un échantillon composite de 5 barbeaux capturés dans le Rhin près de Birsfelden et dont le taux de matière grasse n'était pourtant pas particulièrement élevé (3,9%). Les teneurs mesurées dans les barbeaux prélevés dans la Wiese, qui se jette dans le Rhin près de Bâle, étaient nettement supérieures à la Cmax. La Fig. 17 donne une indication de l'évolution temporelle des teneurs en PCB. Elle montre que l'on ne retrouve plus aujourd'hui des concentrations aussi élevées que celles mesurées en 1994 dans le lac supérieur, principalement dans les corégones. Les teneurs en PCB actuelles dans les anguilles, qui sont certes toujours majoritairement supérieures à la Cmax, n'atteignent plus non plus les valeurs mesurées dans les années 1990.

En ce qui concerne la contamination des poissons du lac de Constance et du Rhin (Haut-Rhin et Rhin Supérieur) par des PCB, on dispose de valeurs de comparaison datant de la période de 1971 à 1981 (Eichner 1973; Binnemann et al. 1983). Des observations effectuées en 1971 montrent que les poissons prélevés dans le Haut-Rhin présentaient déjà des teneurs en PCB nettement plus élevées que les mêmes espèces du lac de Constance, ce qui avait été imputé à l'époque à une augmentation des rejets industriels (Eichner 1973). Une baisse importante de la contamination des poissons du Rhin par les PCB a été constatée au cours de la période de 1976 à 1981. En 1981, les teneurs moyennes dans les poissons du Rhin se situaient encore entre 90 et 190 ng

d'i-PCB¹/g PF pour les poissons du lac de Constance ou du Haut-Rhin, ce qui, sur la base des données disponibles pour la présente étude, correspond à peu près à la situation prévalant dans les années 1990.

Fig. 16 > PCDD/F et di-PCB dans des poissons prélevés dans le Rhin et le lac de Constance à partir de 2001

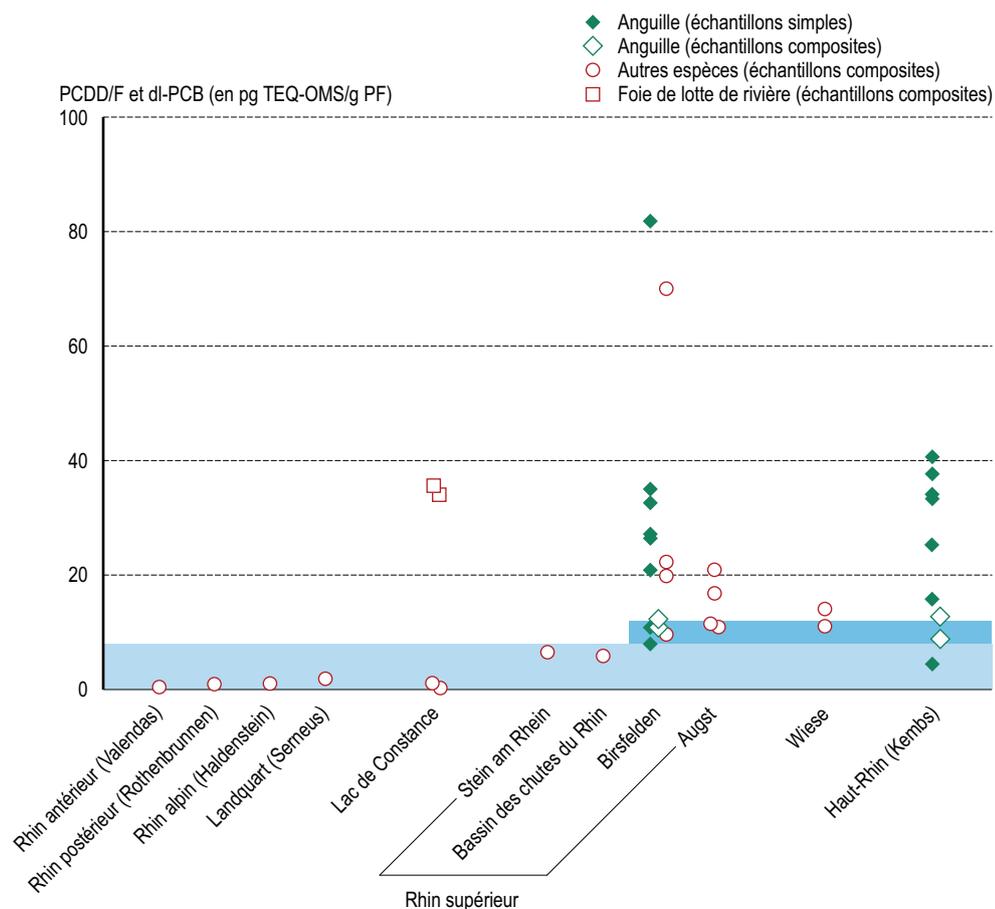
La surface en bleu clair correspond à la plage de concentrations située en dessous de la C_{max} pour les poissons ayant une teneur en matière grasse normale; la surface en bleu indique la plage en dessous de la C_{max} autorisée pour l'anguille, poisson plus riche en matière grasse (12 pg TEQ-OMS/g PF).
Couleurs pastel pour les valeurs jusqu'en 2000; couleurs intenses pour les valeurs à partir de 2001



¹ Valeur obtenue par conversion, basée sur l'hypothèse selon laquelle les 6 PCB indicateurs correspondent à environ 50 % de la teneur totale en PCB (voir chapitre 2.1).

Fig. 17 > i-PCB dans des poissons provenant du Rhin et du lac de Constance

La surface en bleu clair correspond à la plage de concentrations située en dessous de la Cmax pour les poissons ayant une teneur en matière grasse normale (8 pg TEQ-OMS/g PF); la surface en bleu indique la plage en dessous de la Cmax autorisée pour l'anguille, poisson plus riche en matière grasse (12 pg TEQ-OMS/g PF).

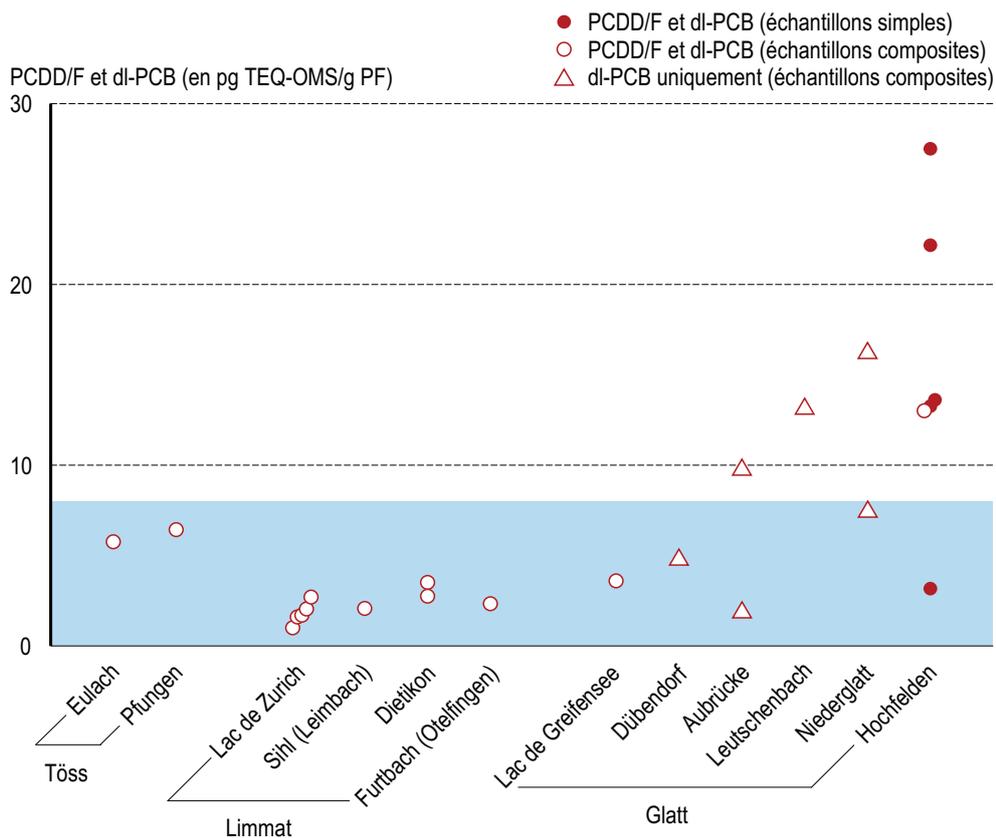


2.3.9 Canton de Zurich

Les données concernant les eaux du canton de Zurich sont regroupées dans la Fig. 18. Les teneurs en PCDD/F et en dl-PCB de tous les poissons prélevés dans la Limmat et la Töss ainsi que dans le lac de Greifensee et le lac de Zurich sont toutes inférieures à la Cmax. Seules les teneurs des poissons provenant de la Glatt, après sa sortie du lac de Greifensee, indiquent une tendance à la hausse dans le sens du courant, avec une valeur maximale de 28 pg TEQ-OMS/g PF mesurée dans un barbeau capturé à la hauteur de Hochfelden. Dans tous les échantillons dans lesquels on a déterminé à la fois les PCDD/F et les PCB, la proportion de PCDD/F par rapport à la teneur totale en TEQ-OMS est inférieure à 15 %.

Fig. 18 > PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant de cours d'eau et de lacs du canton de Zurich

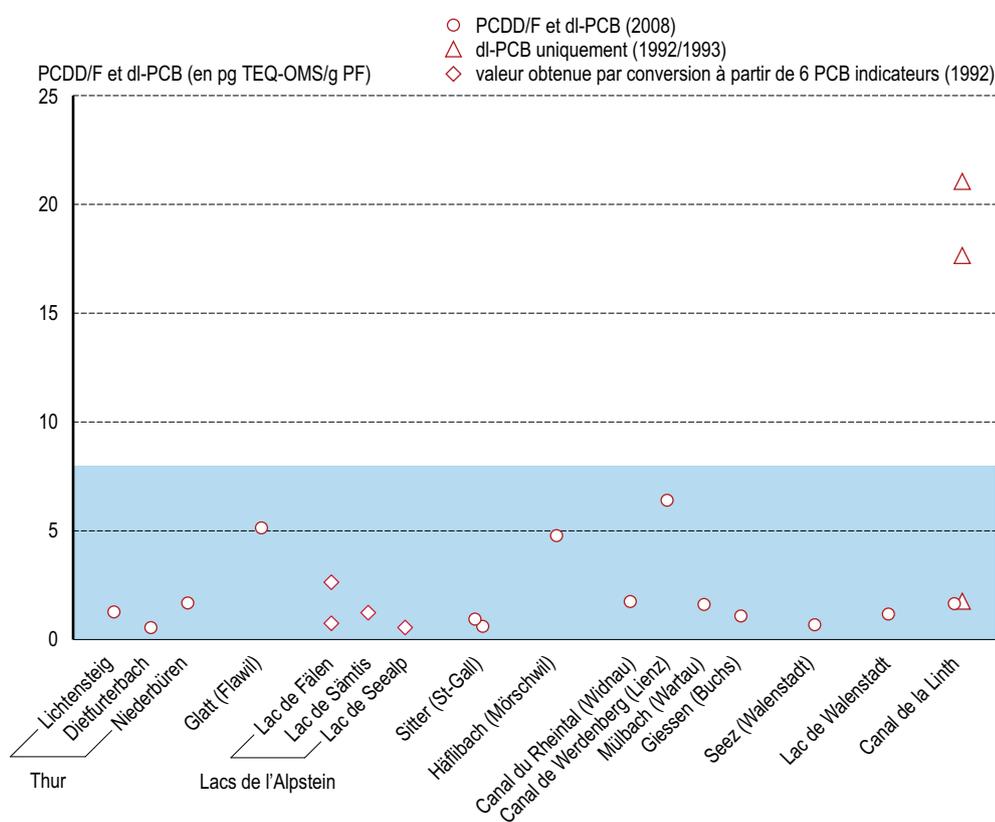
Echantillons prélevés en 2008



2.3.10 Cantons d'Appenzell Rhodes-Intérieures et de St-Gall

Les données concernant des eaux choisies de suisse orientale sont regroupées dans la Fig. 19. Elles ont été recueillies au cours de deux campagnes et proviennent toutes d'échantillons composites de 3 à 14 spécimens. Bien que, lors de la première campagne menée en 1991/1992, on ait uniquement déterminé les PCB, ces valeurs peuvent assez bien être comparées à celles obtenues au cours de la deuxième campagne réalisée en 2008: la proportion de PCDD/F par rapport à la teneur totale est généralement inférieure à 10 %. Les teneurs en PCDD/F et en dl-PCB mesurées récemment sont toutes inférieures à la Cmax et se situent, à quelques exceptions près, dans la plage de la contamination de fond (< 4 pg TEQ-OMS/g PF). Les poissons présentant une contamination légèrement plus élevée ont tous été capturés en aval de décharges. Les valeurs les plus élevées ont été mesurées en 1992/1993 dans des poissons prélevés dans le canal de la Linth. Ceci ne permet toutefois pas d'obtenir un panorama cohérent de la situation prévalant antérieurement dans ce tronçon car, parallèlement à ces valeurs élevées, on a également mesuré, en 1992/1993, des teneurs se situant dans la plage de la contamination de fond. Par ailleurs, la valeur obtenue en 2008 ne ressort pas de manière frappante et se situe dans la plage de la contamination de fond.

Fig. 19 > PCDD/F et dl-PCB dans des échantillons composites de poissons provenant d'eaux de Suisse orientale



2.3.11 Canton des Grisons (Inn et son bassin versant)

Les données concernant les poissons prélevés dans l’Inn et son bassin versant datent des années 1996 et 2004. En 1996, des mesures des i-PCB avaient été réalisées dans le cadre d’un projet de réintroduction de la loutre; en 2004, après le constat de la mortalité des ombres dans l’Inn, les PCDD/F et les PCB, ainsi que d’autres polluants persistants, ont été déterminés dans des ombres et des truites de rivière. Dans les données recueillies en 1996, on trouve dans certains cas des concentrations qui, converties en PCDD/F et dl-PCB, dépassent probablement la Cmax (Fig. 20). On a notamment mis en évidence des teneurs plus élevées dans des poissons prélevés dans le Spöl, qui se jette dans l’Inn à Zernez. Les causes de cette contamination suspecte ne sont pas connues et n’ont pas non plus fait l’objet de recherches plus poussées. On ne sait pas non plus si les poissons du Spöl présentent encore des concentrations similaires. Lors des mesures effectuées en 2004, toutes les teneurs étaient faibles, avec des valeurs ne dépassant guère la moitié de la Cmax (Fig. 21). Ces valeurs sont comparables à celles mises en évidence dans les poissons des lacs de montagne de la même région et peuvent donc être considérées comme une contamination de fond.

Fig. 20 > i-PCB, rapportés au poids frais, dans des poissons prélevés dans l’Inn et dans son bassin versant en Engadine en 1996 et en 2004

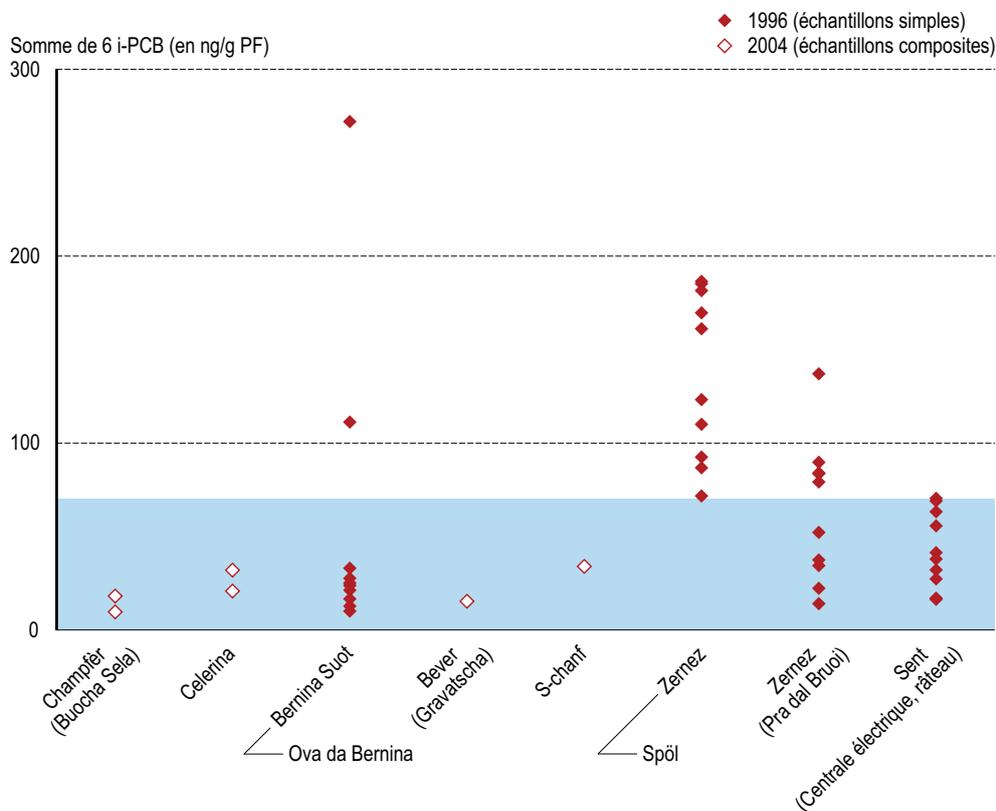
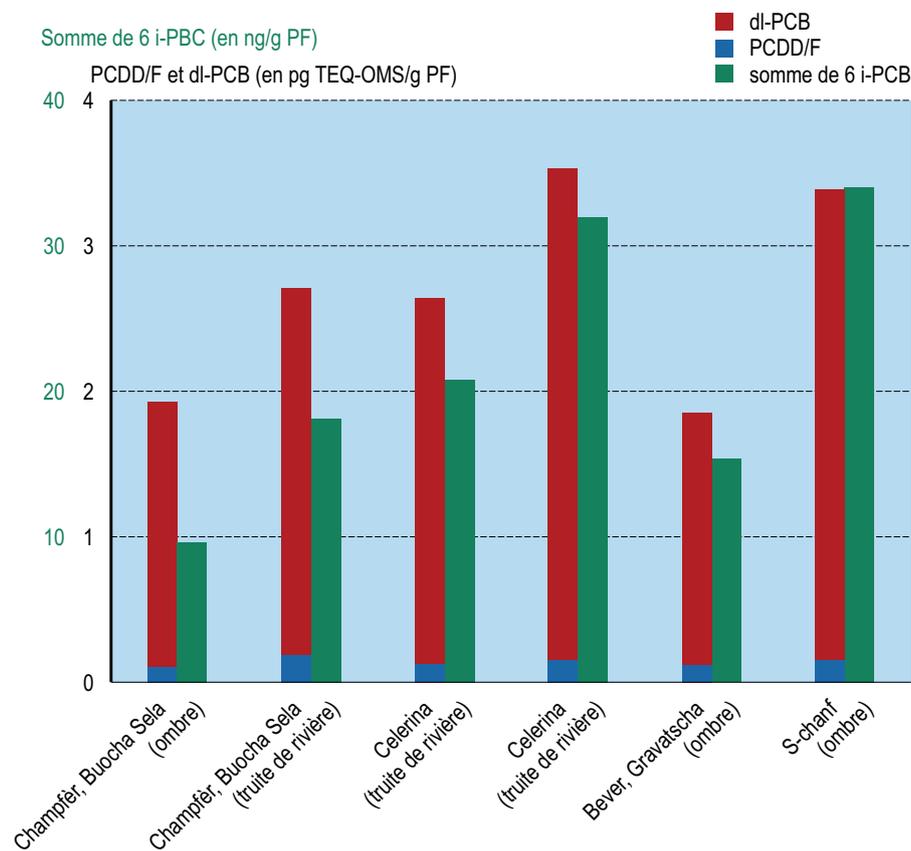


Fig. 21 > PCDD/F, dl-PCB et i-PCB dans des poissons prélevés dans l’Inn en 2004 (échantillons composites)



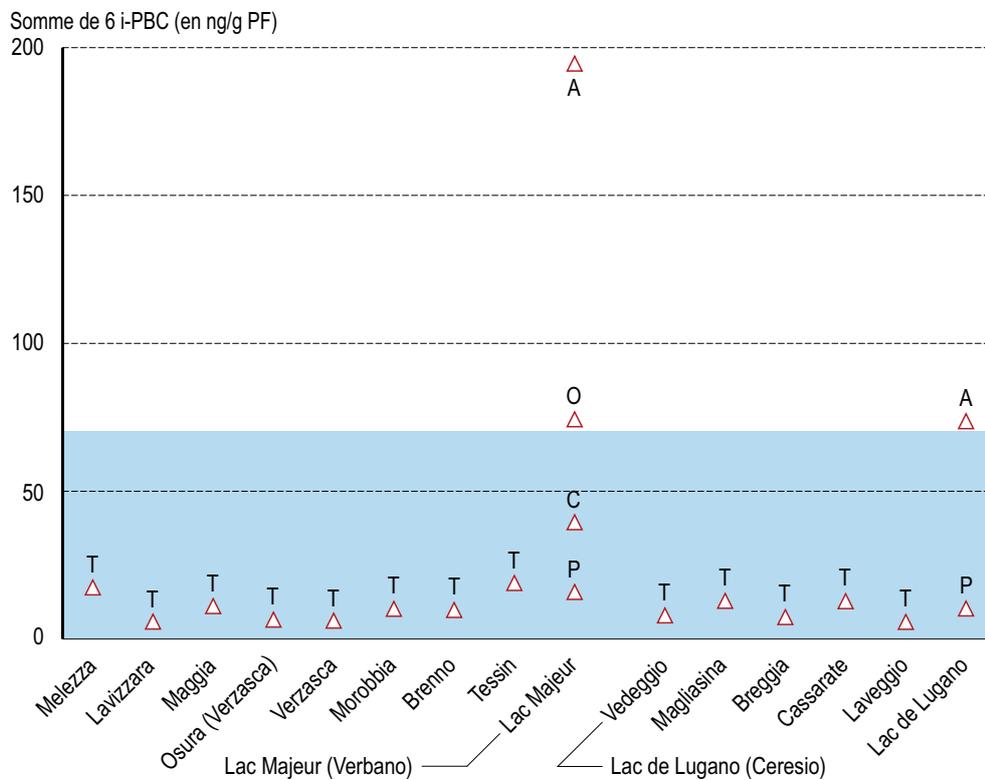
2.3.12 Canton du Tessin

Les données les plus détaillées dont on dispose sont celles concernant le lac Majeur (275 échantillons composites) et le lac de Lugano (34 échantillons composites), la période d’étude s’étendant de 1993 à aujourd’hui. Les analyses portent principalement sur les espèces suivantes: alose feinte, perche, bondelle (corégone) et omble chevalier. Dans les affluents des deux lacs et leurs bras latéraux, on a uniquement capturé des truites de rivière. Jusqu’en 2007, les analyses ne portaient que sur les i-PCB; les PCDD/F et les dl-PCB n’ont été déterminés qu’en 2008 dans des aloses feintes prélevées dans le lac de Lugano et le lac Majeur. Il ressort clairement de la Fig. 22 que la contamination des poissons par les PCB de tous les cours d’eau examinés se situe dans la plage de la contamination de fond et qu’elle est donc nettement inférieure à la Cmax. S’agissant du lac Majeur et du lac de Lugano, la situation est toute autre: on y a mesuré les teneurs moyennes les plus élevées qui, dans le lac Majeur, dépassent nettement la Cmax. Les teneurs élevées en PCB des aloses feintes par rapport aux autres espèces pourraient être dues au taux de matière grasse comparativement élevé de cette espèce (en moyenne 10% dans le lac Majeur et 7,5% dans le lac de Lugano). Les taux moyens de matière grasse des autres espèces sont de 1,2% (perche), 1,8% (truite de

rivière), 4,0% (bondelle) et 4,7% (omble chevalier). Cet échelonnement des taux de matière grasse se reflète clairement dans les teneurs en PCB mesurées dans les différentes espèces provenant du lac Majeur.

La contamination des poissons du lac Majeur par les PCB a été examinée pratiquement chaque année depuis 1993 (Ceschi et al. 1996). Ces données permettent de suivre l'évolution des teneurs dans le lac Majeur en remontant dans le temps jusqu'en 1993 (figure 23). En admettant que les données concernant cette longue période soient comparables malgré l'évolution des méthodes analytiques, les teneurs ont plus que doublé entre 1993 et 2000 et ont ensuite diminué – si l'on excepte une nouvelle augmentation passagère en 2004 – pour revenir, en 2007, à leur niveau de 1993. Ce résultat est indirectement corroboré par une nette augmentation de la teneur en PCB des moulés zébrées (*Dreissena polymorpha*) provenant du lac Majeur (baie de Baveno, embouchure de la Toce) à partir du printemps 2002 (Binelli et al. 2004). La cause de cette évolution n'est pas connue; les auteurs ont toutefois exclu la possibilité d'une mobilisation due aux crues d'octobre 2000.

Fig. 22 > i-PCB, rapportés au poids frais, dans des poissons provenant des eaux du bassin versant du lac Majeur et du lac de Lugano dans le canton du Tessin

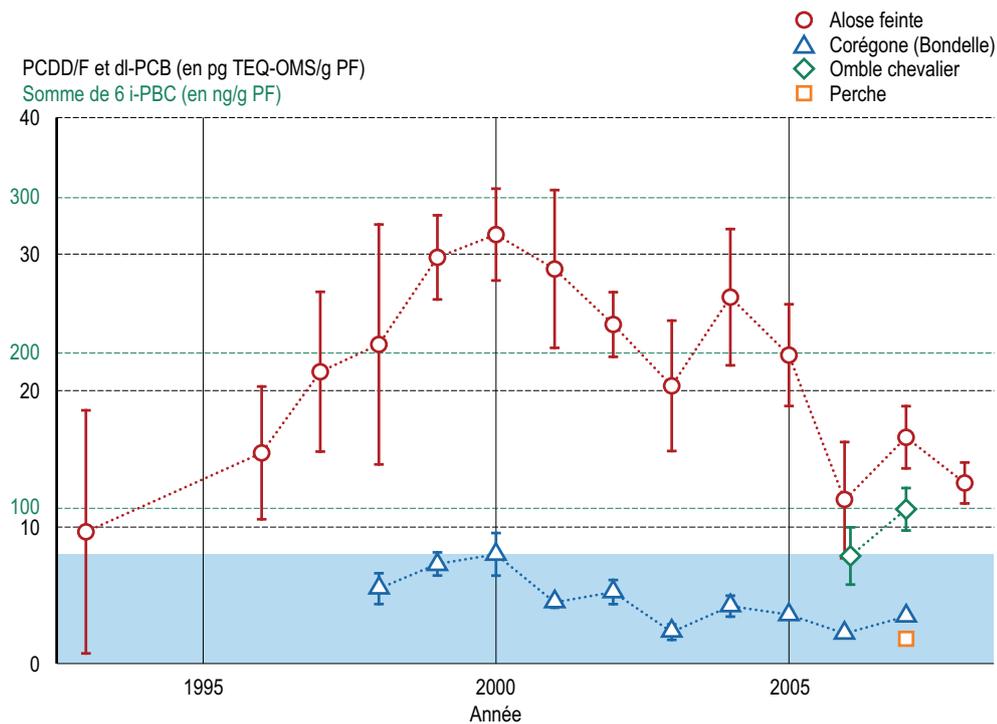


Concentrations moyennes: toutes les données disponibles pour la période allant de 1993 à 2008 ont été prises en compte.

A: alose feinte; T: truite de rivière; P: perche; C: corégone; O: omble chevalier

Fig. 23 > Evolution des teneurs en PCB dans différentes espèces provenant du lac Majeur (avec indication de l'écart type)

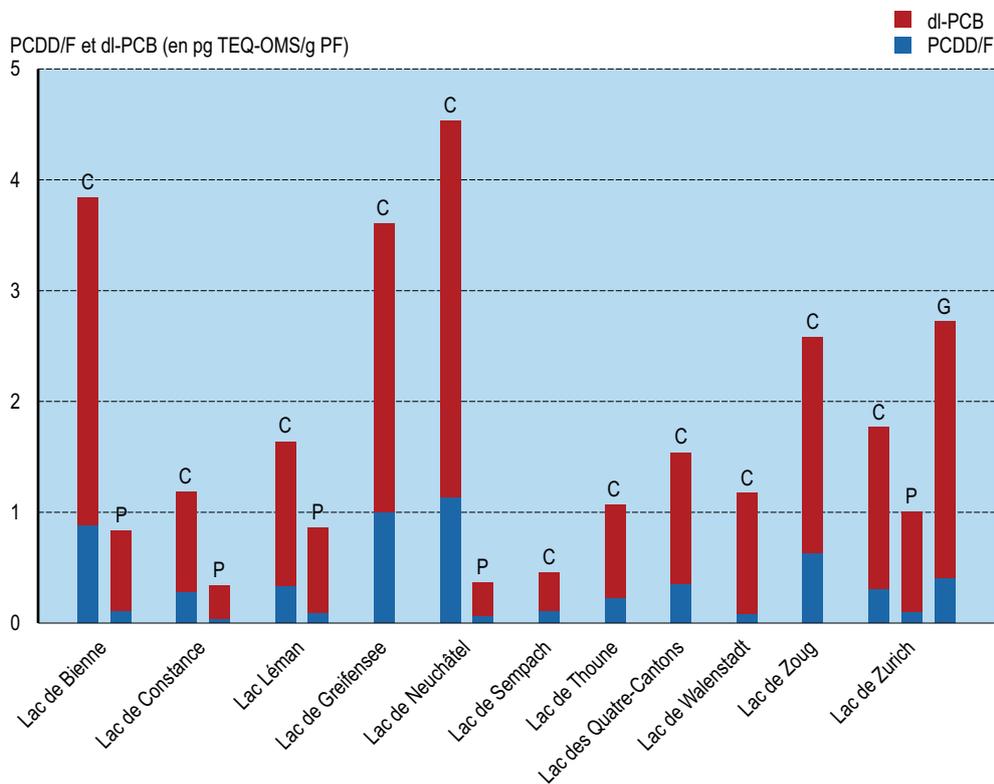
Pour les aloses feintes, on dispose également des résultats de six analyses des PCDD/F et des dl-PCB effectuées sur des spécimens capturés en 2008, dont la valeur moyenne est de 16,5 ± 2,8 pg TEQ-OMS/g PF.



2.3.13 Lacs du Plateau

La Fig. 24 montre une vue d'ensemble des teneurs en PCDD/F et en dl-PCB mesurées dans des poissons des lacs du Plateau suisse; une partie des données a déjà été présentée plus haut dans les évaluations par région. La figure montre d'une part que, dans l'ensemble, les valeurs ne dépassent guère la moitié de la Cmax; elle met par ailleurs aussi nettement en évidence le fait que des espèces à teneur en matière grasse comparativement plus faible, telles que la perche, ont également des teneurs en PCDD/F et en dl-PCB plus basses.

Fig. 24 > PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant de lacs du Plateau suisse

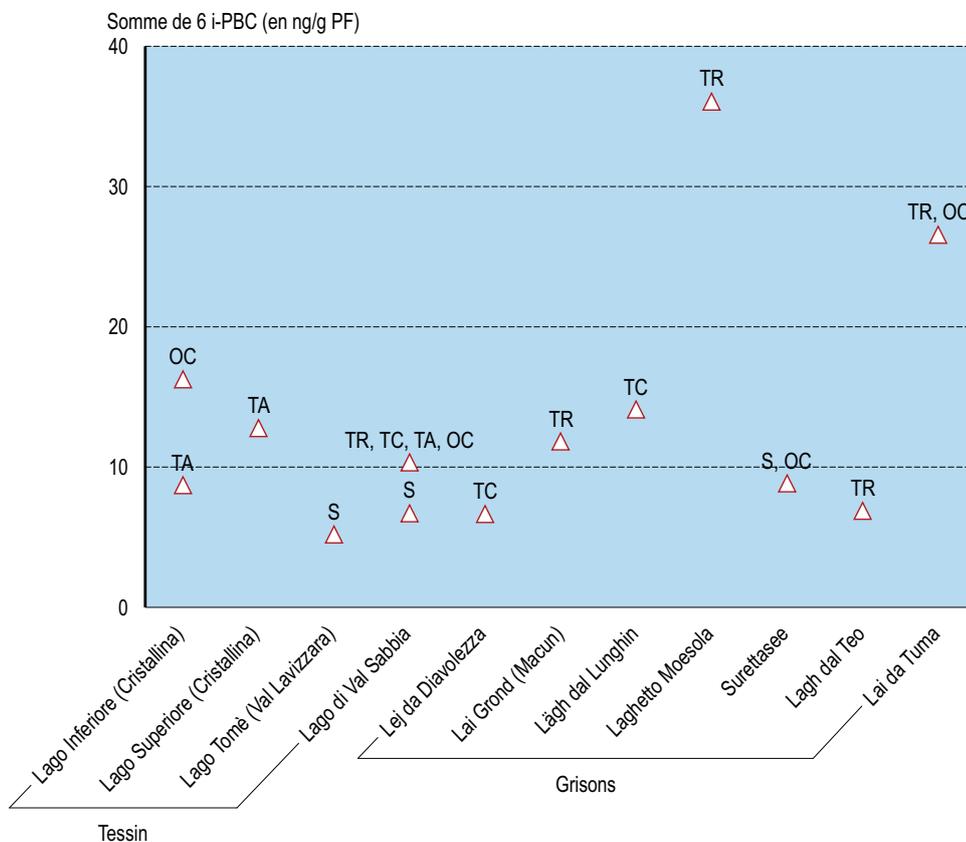


C: corégone, P: perche, G: gardon

2.3.14 Lacs de montagne

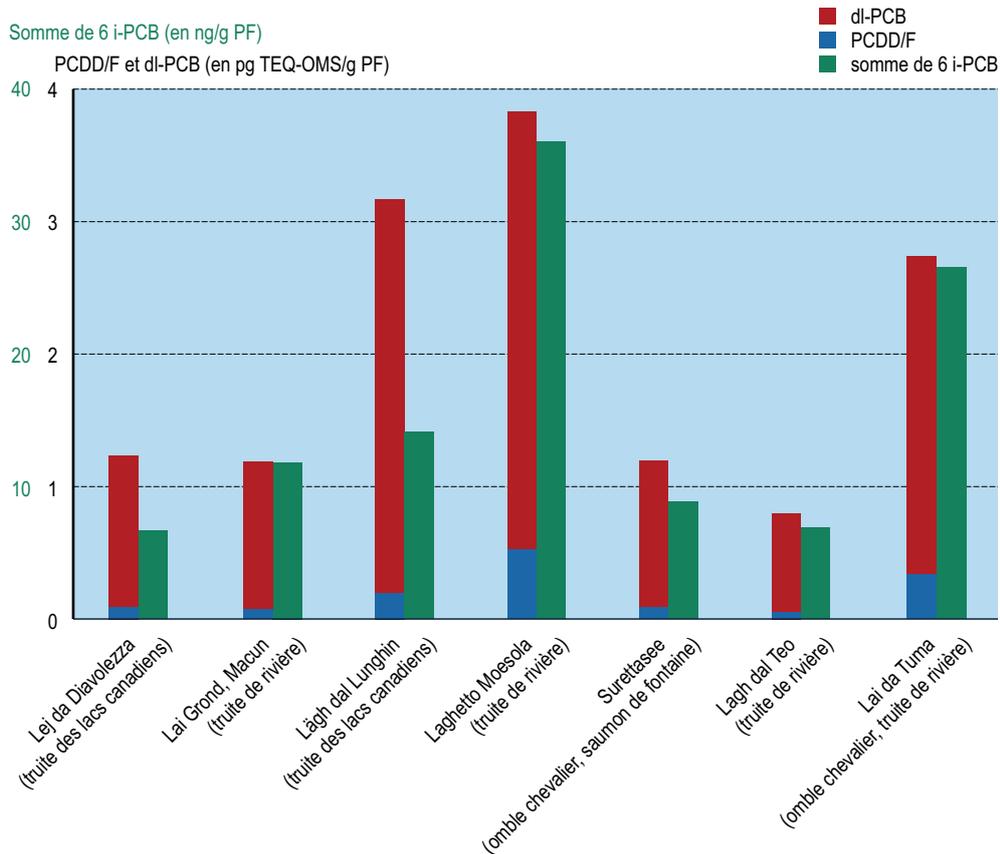
S'agissant des poissons des lacs de montagne, on peut partir du principe que les POP, tels que les PCDD/F et les PCB, entrent dans les bassins versants exclusivement par la voie atmosphérique; les teneurs correspondantes en PCDD/F et en PCB peuvent donc être utilisées comme valeurs de référence pour la contamination de fond. Il y a toutefois lieu de tenir compte du fait que les conditions de vie particulières dans des lacs de ce type (température, couverture de glace, météorologie alpine) peuvent avoir une influence sur l'absorption des ces polluants persistants. Il est également possible que, dans de nombreux lacs de montagne, les populations locales soient augmentées par le biais de repeuplements et que ces poissons ne soient, de ce fait, pas représentatifs de la pollution effective de ces eaux. On peut toutefois exclure un repeuplement au cours des 10 dernières années, du moins dans les lacs de montagne du canton des Grisons dans lesquels des échantillons ont été prélevés. Les données disponibles proviennent de deux études faites dans les cantons du Tessin et des Grisons; les résultats indiquent des teneurs faibles en PCDD/F et en PCB (Fig. 25 et 26).

Fig. 25 > i-PCB dans des poissons prélevés dans des lacs de montagne des cantons du Tessin et des Grisons



TR: truite de rivière, SF: saumon de fontaine, TC: truite des lacs canadiens, TA: truite arc-en-ciel, OC: omble chevalier

Fig. 26 > PCDD/F, dl-PCB et i-PCB dans des poissons prélevés dans des lacs de montagne du canton des Grisons



2.4 Concentrations de PCB et de PCDD/F dans les sédiments et dans l'eau

2.4.1 Valeur informative des concentrations dans les échantillons de sédiments et d'eau

De par leur caractère lipophile et leur faible solubilité (voir chapitre 1.1.3), les PCDD/F et les PCB sont absorbés dans la fraction organique des matières en suspension. Leur concentration dans l'eau est donc principalement déterminée par la nature et la quantité des matières en suspension; la proportion effectivement dissoute dans l'eau est comparativement insignifiante. Les PCDD/F et les PCB s'accumulent dans les sédiments des eaux de par la sédimentation des matières en suspension, et leurs concentrations dans les sédiments sont fortement fonction de la teneur en composés organiques des matières en suspension. La comparaison des concentrations de PCDD/F et de PCB rapportées à la masse sèche totale de sédiments ne peut donc s'effectuer qu'avec des réserves même lorsque les échantillons proviennent des mêmes eaux: en effet, lorsque la fraction minérale du sédiment est élevée, elle peut entraîner une dilution des micropolluants de ce type. Dans les eaux stagnantes où les matières en suspension se déposent

en continu sans perturbations, des archives sédimentaires se forment; il est donc possible de retracer l'historique des apports de PCB et de substances similaires dans les eaux en analysant des couches sédimentaires datées. En revanche, l'interprétation des concentrations mesurées dans les sédiments des cours d'eau s'avère beaucoup plus difficile; en effet, la déposition, la remobilisation et le fractionnement étant liés à la dynamique d'écoulement, la composition des sédiments peut varier fortement.

2.4.2 Concentrations de PCB dans les sédiments et les échantillons d'eau

Le volume des données disponibles concernant les concentrations de PCB dans des sédiments et des échantillons d'eau est considérablement plus faible que celui des données concernant la contamination des poissons; les résultats sont par ailleurs en majeure partie basés sur des mesures des i-PCB. On dispose néanmoins de résultats de mesures de la concentration des dl-PCB dans un petit nombre d'échantillons de sédiments de cours d'eau du canton de Berne et dans un noyau sédimentaire du lac de Wohlen, ainsi que d'analyses effectuées dans la Sarine et ses affluents dans le canton de Fribourg. Les PCDD/F et les dl-PCB n'ont été mesurés qu'en 2008 dans des échantillons de sédiments prélevés dans la Birse, dans le canton de Bâle-Campagne, et dans la Glatt, dans le canton de Zurich. En 1999 et en 2000 déjà, des déterminations des PCB et autres micropolluants dans des matières en suspension et des sédiments fins avaient été effectuées dans 10 cours d'eau suisses (OFEV 2003). Les Tab. 6 (i-PCB) et 7 (dl-PCB) présentent une vue d'ensemble de la situation actuelle de la pollution des sédiments par les PCB, qui inclut également les données de 1999/2000 pour lesquelles les auteurs indiquent, dans leurs conclusions, que les influences des activités anthropiques sont nettement décelables dans les tronçons inférieurs de la Limmat, de l'Aar et de la Birse. Pour de nombreuses séries de données, on remarque des divergences considérables entre les valeurs minimales et maximales, qui sont probablement imputables à l'hétérogénéité du matériel examiné ainsi qu'aux effets liés aux courants. On ne sait pas, par exemple, quels sont les facteurs déterminants pour les différences importantes des deux résultats obtenus pour des échantillons de sédiments prélevés dans l'Aar: outre le fait que les échantillons ont été prélevés à des moments et en des endroits distincts, des différences dans la méthodologie appliquée peuvent aussi avoir une incidence sur le résultat. Les valeurs les plus élevées ont toutefois été mesurées dans des sédiments de la Sarine provenant des alentours de la décharge de La Pila (valeur maximale 167 ng d'i-PCB/g SS ou 20 pg TEQ-OMS/g SS). Des concentrations élevées ont également été mesurées dans des sédiments de la Birse (Fig. 27 et 28), de la Glatt et de la Limmat. Alors que les concentrations élevées dans les sédiments de la Birse reflètent la contamination des poissons (voir 2.3.1, Fig. 3), les teneurs en PCB de tous les poissons prélevés dans la Limmat se situaient dans la plage de la contamination de fond (voir 2.3.9, Fig. 18). Cette divergence pourrait être due à des différences liées au lieu et à la période de prélèvement des échantillons: alors que les échantillons de sédiments ont été prélevés peu avant l'endroit où la Limmat se jette dans l'Aar, tous les poissons examinés provenaient de tronçons et de bras plus en amont de la rivière. De plus, les échantillons de sédiments datent des années 1999 et 2000, alors que les échantillons de poissons sont récents, les prélèvements ayant été effectués en 2008. En résumé: les sédiments présentant des concentrations allant jusqu'à environ

10 ng i-PCB/g SS peuvent être considérés comme «plutôt non contaminés»; les teneurs nettement plus élevées indiquent des contaminations spécifiques.

Fig. 27 > Contamination des sédiments de la Birse et de ses affluents par les PCB.

Les échantillons de sédiments ont été prélevés sur toute la longueur de la Birse et de ses affluents dans les cantons de Berne, du Jura et de Bâle-Campagne. Somme des 6 i-PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180 (les limites de détection n'étant pas prise en compte)

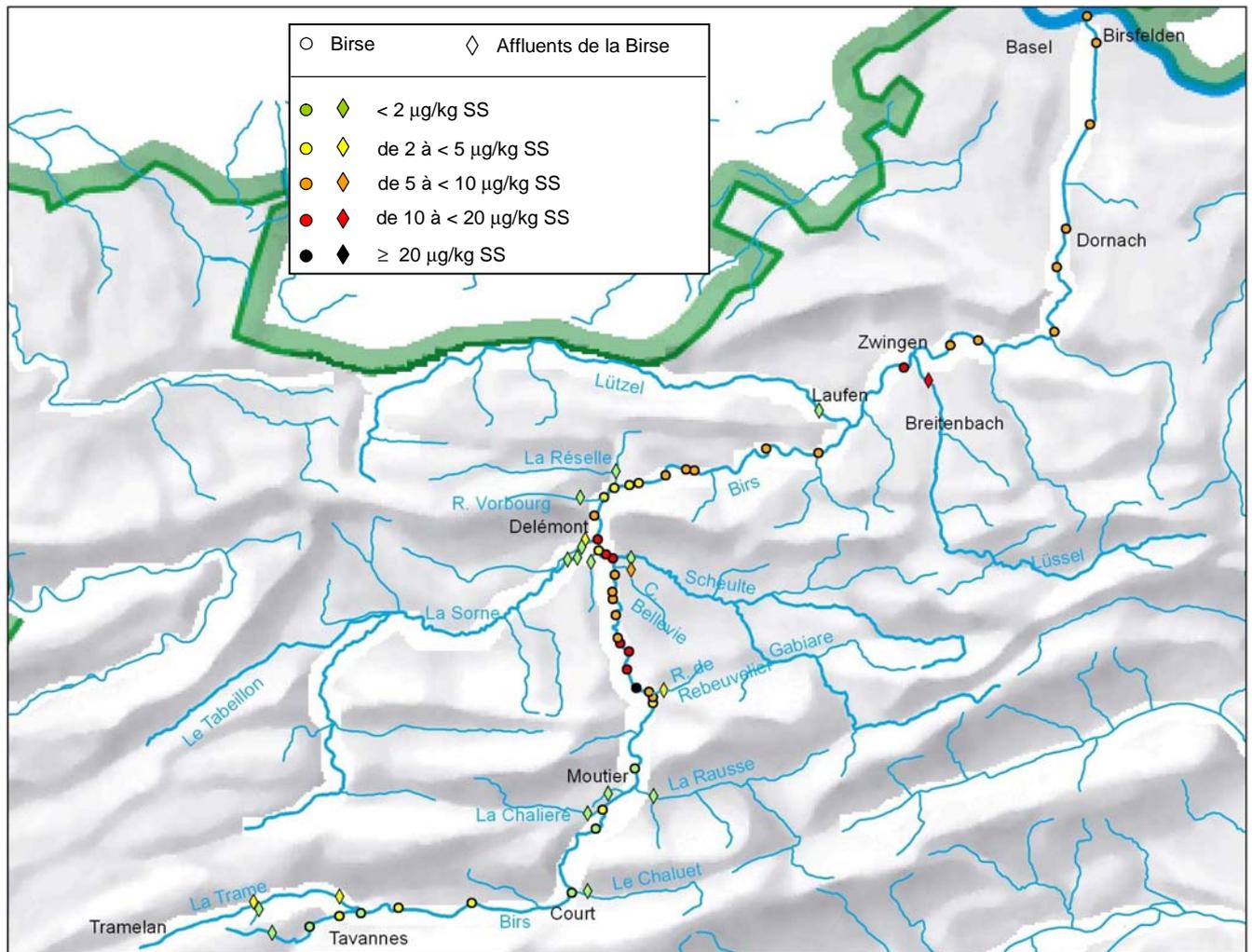


Figure fournie par Marin Huser, Office de la protection de l'environnement et de l'énergie du canton de Bâle-Campagne

La figure 27 présente les résultats d'une étude de la contamination des sédiments de la Birse par les PCDD/F et les PCB (i-PCB et dl-PCB) réalisée en mai 2008 par le canton de Bâle-Campagne. Ce sont les seuls résultats de mesures des PCDD/F et des dl-PCB disponibles jusqu'à présent pour des sédiments de rivières. Le rapport entre les concentrations de dl-PCB et de PCDD/F pondérées en fonction des TEF présente une variabilité faible: dans 11 des 14 échantillons, il se situe entre 0,70 et 1,25, dans deux des 14 échantillons respectivement à 0,49 et à 0,59. Dans ces échantillons de sédiments, le

rapport entre les concentrations absolues de dl-PCB et de PCDD/F (sans pondération en fonction des TEF) se situe entre 7 et 21. Dans un échantillon de sédiments prélevé au niveau de l'embouchure de la Lützel, un bras latéral de la Birse, le rapport entre les concentrations de dl-PCB et de PCDD/F est respectivement de 0,21 (avec pondération en fonction des TEF) et de 1,3 (en valeur absolue). Ceci est dû au fait que, dans cet échantillon, sur les 12 concentrations de dl-PCB mesurées, seules deux étaient supérieures à la limite de détection.

Les mesures effectuées dans les sédiments prélevés dans la Birse montrent que la proportion des PCDD/F par rapport à la concentration totale en TEQ est considérablement plus élevée que dans les poissons. Ce résultat est aussi corroboré par des mesures des PCDD/F et des dl-PCB dans cinq échantillons de sédiments provenant de la Glatt: dans ces échantillons, la proportion de PCDD/F par rapport à la concentration totale en TEQ se situait entre 27 % et 49 %. A l'inverse, dans les poissons, la proportion des dl-PCB par rapport à la teneur totale en TEQ est beaucoup plus importante que celle des PCDD/F: elle correspond généralement à plus de 90 %.

Fig. 28 > Distribution de la concentration des dl-PCB et des PCDD/F, ainsi que des i-PCB, dans des échantillons de sédiments prélevés dans la Birse dans le canton de Bâle-Campagne

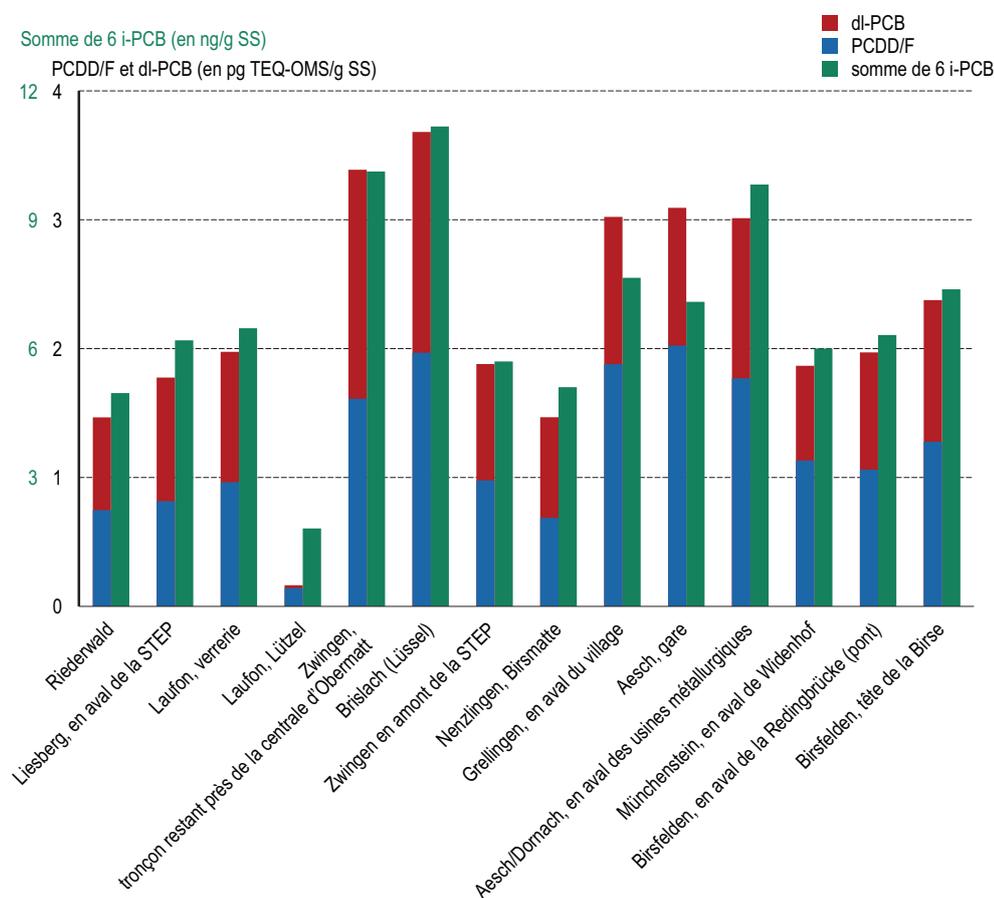


Figure fournie par Marin Huser, Office de la protection de l'environnement et de l'énergie du canton de Bâle-Campagne

Tab. 6 > PCB (somme de 6 i-PCB) dans des sédiments prélevés dans des cours d'eau et des lacs suisses (en ng/g SS)

< LD: en dessous de la limite de détection de la méthode d'analyse utilisée

Eaux (Lieu)	Année	n	Médiane	Moyenne	Minimum	Maximum	DS
Aar (Döttingen)	1999/2000	4	8,9	9,6	7,6	13	2,4
Aar	2008	10	0,55	1,0	0,23	3,2	1,1
Birse (Duggingen)	1999/2000	4	12	16	9,7	30	9,3
Birse	2008	53	7,8	13,1	< LD	273	37
Glatt	2008	5	4,3	4,6	1,6	9,5	3,1
Inn (Susch)	1999/2000	4	1,6	1,6	0,4	2,7	1,3
Lac Majeur (Brissago)	2006	2	5,9	5,9	5,4	6,5	0,76
Limmat (Enneturgi)	1999/2000	4	30	30	22	37	6,5
Maggia	1999/2000	4	0,63	0,60	0,26	0,88	0,27
Reuss (Birmenstorf)	1999/2000	4	4,6	4,8	3,4	6,5	1,5
Rhin (Ellikon)	1999/2000	4	8,0	7,5	5,6	8,5	1,3
Rhône (Bouveret)	1999/2000	4	3,5	3,6	0,42	7,1	2,8
Rhône (Chancy)	1999/2000	4	5,0	5,1	4,0	6,2	1,0
Sarine et ses bras latéraux ¹	2007/2008	19	6,0	20	0,40	167 ²	40
Lacs de montagne du canton du Tessin ³	2000	14	3,7	5,1	1,5	24	5,4
Lac de Thoune	2005	1	1,3	1,3	1,3	1,3	
Thur (Flaach)	1999/2000	4	2,9	3,1	0,52	6,1	2,4
Tessin (Gudo)	1999/2000	4	3,8	4,7	0,83	10	4,1
Verzasca (lac Majeur)	2006/2007	4	4,4	8,7	0,40	26	11
Lac de Wohlen (Döttingen)	2007	1	1,7	1,7	1,7	1,7	
Petits cours d'eau à proximité de décharges ⁴	2007	5	1,2	1,7	0,67	3,6	1,2

¹ Gérine, Glaney, Glâne, Neirigue, ruisseau de Ste-Anne, ruisseau de Jogne; ² Sarine, environ 500 m en aval de la décharge de La Pila, au niveau de la passerelle de Marly; ³ Laghetto d'Antabia, Laghetto Gardiscio, Laghetto Inferiore, Laghetto Superiore, Lago Barone, Lago d'Alzasca, Lago dei Porchieisc, Lago del Starlaresc da Sgiöf, Lago della Crosa, Lago della Froda, Lago di Mognòla, Lago di Sascòla, Lago di Tomè, Lago Nero; ⁴ ruisseau d'Illiswil (au niveau de l'écoulement du lixiviat de la décharge d'Illiswil et à l'endroit où le ruisseau d'Illiswil se jette dans le lac de Wohlen), ruisseau de Lutzeren (au niveau de l'écoulement du lixiviat de la décharge de Lutzeren), Langete (en amont et en aval de la décharge de Wystäge)

Tab. 7 > dl-PCB dans les sédiments prélevés dans des cours d'eau suisses (en pg TEQ-OMS/g SS)

Eaux (Lieu)	Année	n	Médiane	Moyenne	Minimum	Maximum	DS
Aar ¹	2008	10	0,077	0,19	0,046	0,64	0,22
Lac de Wohlen, noyau sédimentaire ² ,	2007	19	0,73	2,2	0,14	8,9	2,7
Lac de Wohlen, noyau sédimentaire ³	2007	18	1,1	1,1	0,27	3,2	0,64
Birse ⁴	2008	14	0,99	1,0	0,022	1,8	0,43
Sarine ⁵	2007/2008	6	1,6	4,4	0,029	20 ⁶	7,8
Affluents de la Sarine ⁷	2007/2008	14	0,68	0,87	0,028	3,0	0,81
Petits cours d'eau à proximité de décharges ⁸	2007	5	0,12	0,12	0,096	0,17	0,031
Glatt ⁹	2008	5	1,9	2,0	0,8	3,6	1,2

¹ entre Uttigen et l'embouchure dans le lac de Bienne; ² à Mühleberg, à proximité du barrage; ³ à proximité de la baie de Teuftal; ⁴ entre Riederwald près de Liesberg et la tête de la Birse près de Birsfelden (canton de Bâle-Campagne); ⁵ cinq échantillons prélevés entre Posieux et Bösingen (canton de Fribourg), un échantillon sans désignation précise du lieu de prélèvement dans le canton de Berne; ⁶ l'échantillon présentant la valeur la plus élevée a été prélevé à Bösingen, après la sortie de la Sarine du lac de Schiffenen; ⁷ Gérine, Glaney, Glâne, Neirigue, ruisseau de Ste-Anne, ruisseau de Jogne; ⁸ ruisseau d'Illiswil (au niveau de l'écoulement du lixiviat de la décharge d'Illiswil et à l'endroit où le ruisseau d'Illiswil se jette dans le lac de Wohlen), ruisseau de Lutzeren (au niveau de l'écoulement du lixiviat de la décharge de Lutzeren), Langete (en amont et en aval de la décharge de Wystäge); ⁹ les échantillons de sédiments ont été prélevés à différents endroits entre Fällanden et Hochfelden

Si l'on compare les concentrations de PCB mesurées dans les sédiments prélevés dans des eaux suisses avec celles de sédiments provenant d'eaux d'autres pays (voir le tableau 8), on remarque que la dispersion des valeurs est généralement importante et que les sédiments d'eaux suisses polluées par les PCB présentent des concentrations comparables à celles mesurées dans d'autres pays, notamment dans les grands lacs d'Amérique du Nord. Les données concernant les sédiments ne peuvent toutefois être comparées qu'avec certaines réserves, le nombre de congénères de PCB déterminés étant différent d'une étude à l'autre (voir les notes au bas du tableau 8).

Tab. 8 > Concentrations de PCB (somme de 6 i-PCB) dans des sédiments, mesurées dans différentes eaux d'autres pays (en ng/g SS) – Valeurs comparatives tirées de la littérature

Eau (Lieu)	Année	n	Médiane	Moyenne	Fourchette	Références
Lac Michigan ^{1,2}	Fin des années 1990	-	-	47	0–220	Marvin et al. 2004a
Lac Ontario ^{1,3}	Fin des années 1990	-	98	100	2,6–255	Marvin et al. 2004a
Lac Erié ^{1,3}	Fin des années 1990	-	-	98	1,9–245	Marvin et al. 2004a
Lac Erié ^{4,5}	1971	46	-	136	-	Marvin et al. 2004b
Lac Erié ^{1,5}	1997	63	-	43	-	Marvin et al. 2004b
Espejo de los Lirios (Mexique) ⁶	1978	-	-	64–253	-	Piazza et al. 2009
Côte du Pacifique (Mexique)	-	-	-	7,1–36	-	Piazza et al. 2008
Golfe du Mexique, côte	-	-	-	5,7–11	-	Piazza et al. 2008
Yangtse et huit de ses affluents (Wuhan, Chine)	2005	27	-	9,2	1,2–45,1	Yang et al. 2009
Lac du Bourget (Savoie, France) ^{7,8}	2006	8	-	-	47–79	Jung et al. 2008
Lochnagar (lac de montagne en Ecosse) ^{7,9}	1990–1998	1	-	-	25–50	Rose et al. 2001
Lac Ahmasjärvi (Utajärvi, Finlande) ^{10,11}	-	1	0,65	0,78	0,032–2,53	Isosaari et al. 2002
4 lacs arctiques ¹² (Brooks Range, Alaska)	1991–93	4	-	0,12 ± 0,05	< 0,27	Allen-Gil et al. 1997
19 lacs de Suède ¹³	1997	57	-	-	0,5–81,7	Berglund et al. 2001
Delta du Rhin (Pays-Bas)	1974–1985	-	-	-	10–170	Duursma et al. 1989
Mer Noire (Ukraine, Russie, Turquie, Roumanie) ¹⁴	1993, 1995	40	-	-	0,06–72	Fillmann et al. 2002
Lac Majeur (Italie et Suisse) ¹⁵	2005	22	-	11	0,3–38	Vives et al. 2007

¹ moyenne des mesures d'échantillons prélevés en différents endroits répartis sur l'ensemble du lac; ² somme de 110 congénères de PCB, déterminée dans un noyau sédimentaire congelé; ³ somme de 103 congénères de PCB; ⁴ analyse d'échantillons de sédiments congelés, archivés, datant des années 1970; ⁵ somme de 24 congénères de PCB; ils correspondent à $54 \pm 2,7\%$ de la concentration totale de PCB obtenue à partir de la somme des concentrations de 132 congénères de PCB; ⁶ somme de 76 congénères de PCB; ⁷ analyse du sédiment de surface d'un noyau sédimentaire; ⁸ somme de 15 congénères de PCB; ⁹ somme d'au moins 104 congénères de PCB (mention d'une co-élution de différents congénères lors de la chromatographie en phase gazeuse); ¹⁰ analyse d'un noyau sédimentaire de 52 cm de long; ¹¹ somme de 25 congénères de PCB; ¹² analyse du sédiment de surface (les 2 cm supérieurs), somme de 22 congénères de PCB; ¹³ analyse de noyaux sédimentaires prélevés à 16 à 30 cm de profondeur, répartis en trois strates et analysés séparément; ¹⁴ analyse du sédiment de surface (de 0 à 2 cm de profondeur); analyse de 9 à 13 congénères de PCB, détermination des PCB totaux en tant qu'Aroclor 1254 et 1260; ¹⁵ analyse du sédiment de surface; somme des 6 i-PCB

Le profil des échantillons d'eau est aussi hétérogène que celui des sédiments (Tab. 9). Les concentrations mesurées dans les échantillons d'eau étant fortement fonction des matières en suspension dans ceux-ci, les facteurs liés à la méthodologie de prélèvement et de préparation des échantillons (filtration) ont une influence considérable sur les résultats. Dans l'ensemble, le profil des concentrations de PCB dans les échantillons d'eau est comparable à celui des sédiments. Une seule valeur extrême, de 166 ng/l, a été mesurée dans la Sarine immédiatement en aval de la décharge de La Pila. Comme on pouvait s'y attendre, des concentrations élevées ont également été mises en évidence dans des échantillons d'eau provenant de décharges. En 1998, la Commission internationale pour la protection du Rhin (CIPR) a fixé pour les i-PCB une concentration de 0,1 ng/l (par congénère) en tant qu'objectif pour le Rhin. Cette valeur peut servir de grandeur indicative pour l'évaluation de la pollution des eaux par des i-PCB.

Tab. 9 > Teneurs en PCB (somme de 6 i-PCB) dans des échantillons d'eau provenant de cours d'eau et de décharges suisses (en ng/l)

Eau (lieu)	Année	n	Moyenne	Minimum	Maximum	DS	Médiane
Aar (Döttingen)	1999/2000	4	0,18	0,13	0,27	0,065	0,15
Birse (Duggingen)	1999/2000	4	0,078	0,0094	0,154	0,065	0,075
Inn (Susch)	1999/2000	4	0,18	0,012	0,65	0,31	0,032
Limmat (Enneturgi)	1999/2000	4	0,12	0,076	0,15	0,035	0,12
Reuss (Birmenstorf)	1999/2000	4	0,030	0,021	0,038	0,0077	0,030
Rhin (Ellikon)	1999/2000	4	0,020	0,0034	0,047	0,019	0,015
Rhin (Reckingen)	1995/1996	7	0,18	0,11	0,28	0,059	0,18
Rhin (Weil am Rhein)	1995–2004	255	0,11	0	1,1	0,14	0,070
Rhin (Village-Neuf)	1994	25	0,19	0,014	3,1	0,60	0,067
Rhône (Bouveret)	1999/2000	4	0,18	0,11	0,23	0,052	0,19
Rhône (Chancy)	1999/2000	4	0,12	0,063	0,233	0,077	0,10
Sarine et ses bras latéraux ¹	2008	17	15	< 3	166 ²	39	9
Thur (Flaach)	1999/2000	4	0,073	0,0030	0,24	0,011	0,026
Tessin (Gudo)	1999/2000	4	0,61	0,056	2,2	1,1	0,091
Effluents des décharges ³	2007	8	2,1	0,78	4,0	1,4	1,4

¹ Gérine, Glâne

² Sarine, exactement au niveau de la décharge de La Pila

³ Décharges Illiswil, Lutzeren, Schluckhals, Wystäge

3 > Evaluation écotoxicologique des PCB dans les poissons et leurs prédateurs

Dans l'environnement, les PCB sont soupçonnés d'induire, à faible concentration déjà, des effets néfastes sur les organismes sensibles et la diversité biologique de la faune indigène. Les composés organiques chlorés ont des effets adverses sur les êtres vivants, qui dépendent du type et de la quantité de substances dans l'environnement, des conditions climatiques et de la composition des espèces des écosystèmes. En écotoxicologie, l'évaluation du risque pour les êtres vivants se fonde sur des modélisations, dont les résultats sont toutefois très largement tributaires des données utilisées pour les calculs. C'est pourquoi, lorsqu'elles s'appliquent à des conditions de plein air notamment, où de nombreux facteurs et interactions sont mal connus ou susceptibles de varier, les modélisations ne peuvent livrer que des informations peu fiables concernant l'étendue et l'intensité des différents processus (absorption, accumulation, métabolisme, excrétion).

L'objectif de cette évaluation écotoxicologique est d'estimer le risque potentiel pour les organismes aquatiques. Différentes raisons font que les poissons figurent au centre de ces réflexions. Ils sont en effet considérés comme de bons bioindicateurs car, vivant relativement longtemps, ils sont à même d'accumuler des substances sur une longue période; bon nombre d'entre eux sont par ailleurs des prédateurs. De plus, étant un aliment consommé par l'homme, ils jouent un rôle crucial dans l'analyse du risque lié aux PCB dans l'environnement. Ce chapitre traite également d'autres prédateurs supérieurs ayant des caractéristiques similaires, notamment la loutre. Les espèces ayant une durée de vie courte, comme les algues ou les invertébrés, accumulent certes également des PCB qui passent ensuite dans la chaîne alimentaire, mais leurs concentrations varient très fortement en raison des fluctuations très importantes de leur occurrence au cours de l'année ainsi que de la brièveté de leur durée de vie.

Nous examinerons ci-après d'abord la manière dont s'effectue l'absorption des PCB dans les organismes et les facteurs (espèce, âge, organes) influençant les voies d'absorption et la concentration pouvant être atteinte dans l'organisme. Cette dernière correspond à un équilibre entre l'absorption et l'excrétion, qui s'établit après un temps d'exposition relativement long. Les substances difficilement hydrosolubles sont excrétées après transformation et dégradation. Nous montrerons ensuite les effets liés aux PCB et à leurs métabolites (produits de métabolisation) qui ont été mis en évidence et les conséquences écotoxicologiques auxquelles il faut s'attendre au vu des congénères de PCB décelés dans les eaux suisses ainsi que des niveaux d'exposition.

La liposolubilité des produits chimiques détermine dans une large mesure les voies d'absorption dans les organismes (elle est caractérisée par le K_{OW} , voir chapitre 1.1.3, Tab. 3). Les PCB sont peu solubles dans l'eau; ils s'accumulent donc principalement

par le biais de la nourriture. Cette voie d'absorption est appelé biomagnification. Les espèces du haut de la pyramide alimentaire présentent donc des concentrations plus grandes et un facteur de biomagnification plus élevé que les espèces qui se nourrissent de plantes, par exemple. Plus la chaîne alimentaire est longue, plus les concentrations pouvant être atteintes chez les prédateurs supérieurs est élevée.

3.1 PCB dans les poissons

Chez les poissons, l'absorption des PCB s'effectue principalement par le biais de la nourriture. Des PCB contenus dans l'eau peuvent en outre être absorbés par le biais de germes ou par la peau. L'absorption via l'eau peut être décrite de manière simplifiée comme étant un équilibre de répartition des PCB entre l'organisme et l'eau qui l'entoure, cet équilibre dépendant des concentrations des congénères de PCB dans les poissons et dans l'eau, et surtout de la teneur en matière grasse des poissons. D'autres facteurs, tels que le taux de croissance, le sexe, la reproduction et le comportement migratoire, influencent également la concentration de PCB dans les poissons (Nakata et al. 2002). Toutefois, dans le cas de substances peu solubles dans l'eau telles que les PCB, l'absorption par le biais de l'eau, qui s'effectue principalement par la peau et par des germes, joue un rôle mineur. L'ampleur de l'accumulation diffère fortement selon les congénères de PCB, de même que d'une espèce à l'autre (Lieb et al. 1974; Bruggeman et al. 1984; Thomann et Connolly 1984; Opperhuizen et Schrap 1988; Sijm et al. 1992; Fox et al. 1994; Russell et al. 1995; Fisk et al. 1998; Madenjian et al. 1998). Outre la liposolubilité, le nombre et la position des atomes de chlore sur les deux noyaux phényle, qui déterminent la structure spatiale (configuration) de la molécule, ont une influence sur la manière dont les congénères de PCB s'accumulent (Tulp & Hutzinger 1978). Les processus de transformation et de dégradation dans l'organisme, l'excrétion, la dilution de la concentration de par la croissance de l'animal ainsi que la transmission de substances de la mère aux œufs ou aux embryons ont en outre une influence sur la concentration des polluants dans l'animal. La durée de vie des congénères dans l'organisme dépend du nombre d'atomes de chlore et du profil de substitution, en d'autres termes de l'arrangement des atomes de chlore dans la molécule (Andersson et al. 2001). Les congénères chlorosubstitués en *ortho* et n'ayant pas d'atome de chlore en position *méta* et *para* (p. ex. les PCB 60, 99, 115 et 153) ont un potentiel de biomagnification élevé, plus ou moins prononcé selon les espèces (Van der Weiden et al. 1994; Andersson et al. 2001).

Le degré de bioaccumulation varie en outre d'une espèce à l'autre en raison des différences dans le spectre alimentaire et dans les voies métaboliques empruntées (Drouillard et al. 2001). Dans des poissons comme la tanche, qui se nourrissent principalement d'invertébrés benthiques et de débris végétaux, on observe généralement une accumulation plus importante de polluants persistants par le biais des sédiments que par la colonne d'eau (Campfens et Mackay 1997). Les poissons prédateurs absorbent principalement les polluants en ingérant leurs proies (Jensen et al. 1997). Les préférences alimentaires des poissons peuvent cependant aussi se modifier avec l'âge, comme on a pu le constater, par exemple, chez des perches et des gardons (Olsson et Eklöv 2005; Volta et Jepsen 2008). La teneur en PCB augmente généralement avec

l'âge des poissons (Jensen et al. 1997). Ceci résulte du fait que plus la taille des poissons est importante, plus ils absorbent de nourriture, et que les animaux qu'ils mangent sont généralement plus grands et se situent souvent plus haut dans la chaîne alimentaire. De plus, le taux de croissance diminue chez les animaux plus âgés, de sorte qu'ils grandissent moins vite et prennent moins de poids. La capacité à éliminer les polluants diminue en outre avec l'âge (Sijm et van der Linde 1995; Fisk et al. 1998). Lorsque la masse de l'organisme augmente, le stockage des PCB dans des compartiments du corps situés relativement loin des endroits où peut s'effectuer l'élimination augmente; le rapport entre la capacité d'élimination et la capacité de stockage dans le corps diminue également (LeBlanc 1995).

Chez les poissons, on observe des différences significatives en ce qui concerne le taux de matière grasse dans les différents organes. Ainsi, les truites ont un taux de matière grasse plus élevé dans le muscle que les brochets (Braune et al. 1999). La chair musculaire des lottes de rivière ne présente qu'un taux de matière grasse d'environ 1 % avec des concentrations de polluants inférieures à 5 ng PCB/g PF. Dans les quelques lottes de rivière prélevées dans des eaux suisses qui ont été examinées, les échantillons de filet présentaient également une faible contamination par les PCB. Dans le foie, le taux de matière grasse pouvait toutefois atteindre 40 %; des concentrations inquiétantes de 100 ng de PCB/g PF ont par ailleurs souvent été mesurées (Evans et al. 2005). Des analyses de deux échantillons composites de chair musculaire (filet) et de foie de lottes de rivière prélevées dans le lac de Constance (échantillons composés respectivement de 4 et de 10 spécimens) ont révélé des concentrations d'*i*-PCB (somme de 6 *i*-PCB) de 4,0 et 4,5 ng/g PF dans la chair musculaire et de 458 et 496 ng/g PF dans le foie. Dans ces mêmes échantillons, on a mesuré des teneurs en PCB de type dioxine de 0,29 et 0,30 pg TEQ-OMS/ g PF dans la chair musculaire et de 31 et 30 pg TEQ-OMS/ g PF dans le foie (voir Fig. 17). En Amérique du Nord, on a mis en évidence des pics de concentration atteignant 1267 ng PCB/g PF dans le foie de lottes de rivière (Braune et al. 1999). Les taux de matière grasse ne varient pas seulement d'une espèce à l'autre mais aussi d'un individu de la même espèce à un autre en fonction des saisons; ils sont liés aux changements écophysiologiques dus aux modifications de la nourriture disponible ainsi qu'aux changements intervenant pendant la période de reproduction. La cause la plus fréquente de la variabilité des teneurs en PCB est une fluctuation de la teneur en lipides des organismes aquatiques due à des modifications du mode de vie des poissons (Larsson et al. 1996; Kucklick et Baker 1998; Berglund et al. 2000). De la graisse est stockée avant la période de frai, qui est ensuite à nouveau mobilisée pendant le développement gonadique ainsi que pour maintenir le métabolisme de base. Dans les poissons, les concentrations en polluants les plus élevées – principalement dans la matière grasse résiduelle – sont généralement observées après la période de frai, lorsque le taux de lipides est à son niveau le plus bas (Paterson et al. 2007; Volta et al. 2008).

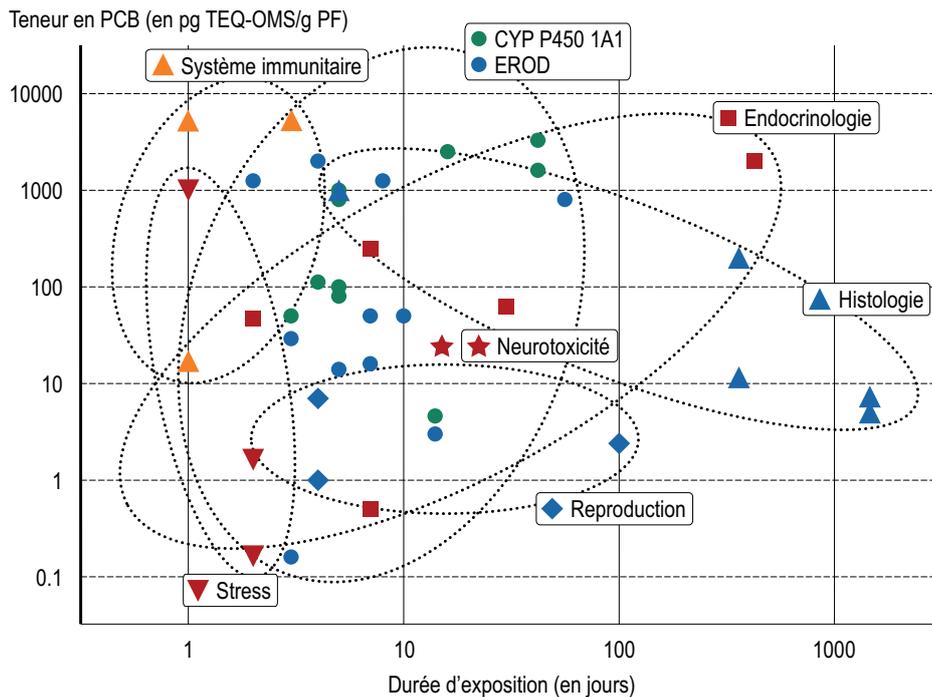
Chez les poissons qui se déplacent sur de longues distances, la période de frai est couplée aux migrations: ils regagnent leurs frayères afin de se reproduire. Le défi consiste à distinguer entre d'éventuelles différences d'exposition d'ordre géographiques et les fluctuations écophysiologiques et liées au cycle de reproduction. Ainsi, on suppose que chez les anguilles qui migrent dans la mer pour se reproduire, l'atteinte

due à des contaminations par des polluants anthropiques est telle que leurs populations diminuent. D'une part, leur mode de vie dans les sédiments pollués des lacs et des rivières fait qu'elles contiennent déjà des concentrations élevées de polluants, p. ex. 12 pg TEQ/g PF (van Leeuwen et al. 2002); des concentrations similaires voire plus élevées de PCB (jusqu'à 39 pg TEQ/g PF) ont également été mises en évidence dans des anguilles suisses prélevées dans le Haut-Rhin. D'autre part, jusqu'à 50 % des réserves de graisse sont stockées dans les gonades des femelles en prévision du lai, ce qui entraîne une remobilisation des polluants persistants stockés, tels que les PCB. De plus, les anguilles utilisent jusqu'à 40 % de leurs réserves de graisse au cours de leurs longues migrations de frai car elles ne se nourrissent pas pendant cette période (van Ginneken et van den Thillart 2000); leurs réserves de graisse constituent donc leur seule source d'énergie. Ceci fait que, jusqu'à ce qu'elles atteignent les zones de frai, la concentration de polluants continue d'augmenter dans les tissus et, partant, aussi la probabilité de conséquences néfastes pour la santé des anguilles. Tant que les polluants sont stockés dans les réserves de graisse, ils n'ont que des effets toxiques relativement faibles. Toutefois, lorsque ces réserves sont dégradées, les taux plasmatiques de polluant augmentent. Les PCB sont en outre aussi stockés dans d'autres tissus (foie, muscle, gonades) où ils peuvent également avoir des effets néfastes.

Les effets multiples que peuvent induire les PCB chez différentes espèces de poissons, et qui sont fonction de leur teneur en PCB et du temps d'exposition, peuvent être mis en relation lorsque les données disponibles dans la littérature concernant les concentrations sont converties en TEQ-OMS/g (Fig. 29).

Fig. 29 > Effets toxiques des PCB en fonction de la concentration et de la durée d'exposition

Représentation des effets sur différentes issues biologiques dans des études expérimentales sur des poissons en fonction de l'exposition interne (teneur en PCB dans l'organisme) et de la durée d'exposition. Les teneurs en PCB ont été converties en TEQ-OMS à l'aide des TEF spécifiques pour les poissons (selon Walker & Peterson 1991 ou van den Berg et al. 1998).



Issues biologiques: neurotoxicité (n = 1) (Khan et Thomas 2006) ; endocrinologie (n = 3) (Adams et al. 2000; Brown et al. 2002; Mortensen et Arukwe 2007); système immunitaire (n = 3) (Rice et Schlenk 1999; Quabius et al. 2005; Duffy et Zelikoff 2006); réponse au stress (n = 3) (Quabius et al. 1997; Stouthart et al. 1998); reproduction (n = 3) (Walker et Peterson 1991; EELREP 2005; Palstra et al. 2005); histologie (n = 5) (Quabius et al. 1997; Barron et al. 2000; Koponen et al. 2001); activité du CYP P450 et de l'EROD (n = 21) (Gooch et al. 1989; Monosson et Stegemann 1991; Skaare et al. 1991; Smolowitz et al. 1991; Wirgin et al. 1992; Van der Weiden et al. 1994; Gilbert et al. 1995; Goksøyr et al. 1996; Blom et Förlin 1997; Sandvik et al. 1997; White et al. 1997; Koponen et al. 1998; Grinwis et al. 2000; Koponen et al. 2000; Honnen et al. 2001; Schlezinger et Stegeman 2001; Tugiyono 2001; Behrens et Segner 2005; Yuan et al. 2006; Marohn et al. 2008).

Les effets toxiques des PCB sont dus à des interactions réversibles avec des récepteurs, à des liaisons covalentes irréversibles et à des interactions avec des molécules cibles, telles que des protéines ou des séquences d'ADN; ce sont principalement des métabolites réactifs des PCB qui interviennent dans ces interactions (McKinney et Waller 1994).

Les PCB sont susceptibles d'être dégradés dans les poissons et d'autres vertébrés, et ce avant tout par des voies métaboliques oxydatives (Kato et al. 1980). Des métabolites toxiques peuvent ainsi se former et entraîner un stress oxydatif (Matta et al. 1997). De par ces multiples mécanismes et niveaux d'action possibles, une contamination par les PCB peut donner lieu à un grand nombre d'effets néfastes chez les poissons.

La métabolisation des PCB, qui est médiée notamment par des récepteurs Ah, s'accompagne d'une augmentation de l'activité enzymatique, principalement de l'activité des monooxygénases multifonctionnelles de la famille des cytochromes P450

(CYP 1A). Ceci a pu être démontré dans des cellules de poisson (voir Fig. 29). Des concentrations de PCB supérieures à 4 pg TEQ-OMS/g PF induisent généralement une activation de ces systèmes enzymatiques, qui peuvent par ailleurs aussi être inhibés par une contamination élevée (Gooch et al. 1989; Monosson et Stegemann 1991; Foster et al. 1998; Koponen et al. 2000). Les effets sur les CYP 1A diffèrent cependant selon les espèces. Une inhibition peut perturber les fonctions cellulaires normales, telles que la transformation et la dégradation d'autres substances endogènes ou exogènes. Tous les congénères de PCB ne sont toutefois pas capables d'interagir avec ces enzymes (Van der Weiden et al. 1994; da Costa et Curtis 1995; Foster et al. 1998). L'induction des CYP 1A est souvent déterminée par l'activité de l'éthoxyrésorufine-O-dééthylase (EROD) dans le foie. Lors de l'évaluation du risque de populations en liberté, il faut prendre en compte le fait que l'activité de l'EROD est non seulement influencée par la température ambiante et le sexe des animaux, mais aussi le fait que d'autres polluants peuvent avoir des effets plus importants que les PCB sur cette enzyme (Sleiderink et al. 1995; von Westernhagen et al. 1999). Certains congénères peuvent également développer des effets antagonistes, de sorte que les effets induits par un congénère de PCB peuvent être annulés par ceux d'un autre congénère (Yuan et al. 2006). Les mélanges de PCB, tels que ceux que l'on rencontre généralement dans l'environnement, peuvent par conséquent avoir des effets totalement opposés sur cette activité enzymatique.

En cas d'exposition prolongée et de concentrations dépassant 10 pg TEQ-OMS/g PF, les différents effets toxiques entraînent des modifications cellulaires et des lésions rénales chez les poissons (Koponen et al. 2001). Des modifications pathologiques dues aux PCB se manifestent toutefois aussi sur la peau et dans le foie, ou touchent le tractus gastro-intestinal ou des cellules du système immunitaire ou nerveux (voir Fig. 29).

Lorsque les concentrations sont supérieures à 10 pg TEQ-OMS/g, la contamination par les PCB peut induire des effets neurotoxiques chez les poissons. L'Aroclor 1254, un mélange technique de PCB, peut notamment diminuer la synthèse de la sérotonine, un neurotransmetteur qui est par ailleurs aussi une hormone, dans le tambour brésilien (*Micropogonias undulatus*) (Khan et Thomas 2006).

Effets neurotoxiques

En inhibant la synthèse de la sérotonine, les PCB peuvent aussi perturber la sécrétion d'autres hormones (Khan et Thomas 1997), ce qui a finalement pour effet d'inhiber le développement des gonades dans les poissons. D'une manière générale, des effets sur la reproduction ont été observés chez plusieurs espèces à partir de concentrations de 4 à 10 pg TEQ-OMS/g PF déjà. Les PCB ont une action similaire à celle des hormones stéroïdiennes naturelles et peuvent se lier notamment au récepteur d'estrogènes ou induire une modification de son expression (Mortensen et Arukwe 2007). On peut donc craindre que des concentrations de 4 à 10 pg TEQ-OMS/g PF, qui ont une incidence sur l'environnement, entraînent des atteintes du système reproducteur, ralentissent la croissance des poissons ou augmentent la mortalité des embryons (Carlsen et al. 1992; Ghosh et Thomas 1995; Binelli et al. 2001). Le système thyroïdien, qui joue un rôle essentiel dans la commande de certains processus à des stades précoces du développement ainsi que lors de la reproduction, est également touché. Au-dessus d'une concen-

Effets endocriniens

tration de 10 pg TEQ-OMS/g PF, l'équilibre des hormones thyroïdiennes T3 et T4 est perturbé dans les poissons (Adams et al. 2000; Brown et al. 2002; Brown et al. 2004).

Chez les poissons, la réponse de stress se modifie déjà lors d'une exposition à des concentrations de PCB inférieures à 4 pg TEQ-OMS/g PF. On a notamment mis en évidence des teneurs abaissées de cortisol, une hormone du stress, dans différentes espèces (Hontela et al. 1992; Hontela et al. 1995; Quabius et al. 1997; Stouthart et al. 1998). Du fait que le cortisol régule de nombreux processus physiologiques dans les poissons, une modification de la réponse du cortisol peut, sous l'influence d'autres facteurs de stress, avoir des répercussions importantes, entre autres sur l'immunité et la résistance aux maladies.

Effets de stress

Dans les études réalisées en laboratoire, les effets immunotoxiques d'une contamination par les PCB ne se manifestent généralement qu'à des concentrations supérieures à 10 pg TEQ-OMS/g PF. Les polluants immunosuppresseurs, tels que les PCB, entraînent un affaiblissement des défenses contre les maladies, les virus et les parasites. Plusieurs études sur le terrain ont en outre mis en évidence une augmentation de la fréquence des maladies ou une modification de la réponse immunitaire dans des régions connues pour présenter une contamination par les PCB (Warriner et al. 1988; Weeks et al. 1990; Arkoosh et al. 1991; Vethaak et Reinhalt 1992; Arkoosh et al. 1994).

Effets immunologiques

Chez les anguilles, des effets sur le développement et la survie des embryons ont été décelés à des concentrations de PCB inférieures à 2 pg TEQ/g PF déjà (EELREP 2005; Palstra et al. 2005). Ainsi, des effets se manifestent aussi à des valeurs inférieures à celles de la contamination de fond des eaux, soit 4 pg TEQ-OMS/g PF (voir le Tab. 10). Ceci doit être examiné de manière particulièrement critique, étant donné que des concentrations TEQ très élevées ont souvent été observées dans les anguilles: dans toutes les analyses effectuées aux Pays-Bas, les anguilles sauvages présentaient des valeurs situées entre 1 et 61 pg TEQ-OMS/g PF (EELREP 2005; Palstra et al. 2005). On peut donc supposer que le dépassement de la Cmax dans les anguilles suisses du Haut-Rhin (voir 2.3.8, Fig. 17) a également un effet sur leur reproduction.

Effets tératogènes

Les embryons sont souvent considérés comme un stade du développement de la vie très sensible à la contamination par des polluants environnementaux. Des malformations dues à une exposition à des composés organiques chlorés tels que les PCDD/F et les PCB (parfois à des concentrations inférieures à 2 pg TEQ-OMS/g PF) ont été observées dans des embryons chez le brochet, la carpe, la truite de rivière et la truite arc-en-ciel (Helder 1980; Walker et Peterson 1991; Walker et al. 1994; Stouthart et al. 1998). La sensibilité à ces substances diffère toutefois selon le stade de développement. S'agissant des œufs de poisson, on peut supposer que la bioaccumulation de PCB se fait avant tout dans le sac vitellin riche en lipides. C'est pourquoi, dans les embryons de poisson, les atteintes liées aux PCB ne se manifestent souvent que plusieurs jours après l'éclosion, lorsque les lipides du vitellus sont mobilisés et que les polluants qu'ils contiennent sont ensuite absorbés par les embryons (Walker et Peterson 1991; Stouthart et al. 1998).

Malformations des embryons

Dans l'optique d'une estimation du risque que présentent les PCB pour les animaux indigènes vivant en liberté, il faut prendre en compte le fait que d'autres facteurs environnementaux, notamment d'autres polluants, la température, les saisons, le stress dû à un habitat trop restreint, des prédateurs ou des concurrents, jouent un rôle important mais encore très mal connu.

Effets cumulatifs

Tab. 10 > Concentrations à partir desquelles se manifestent des effets toxiques des PCB chez les poissons

Plage de concentrations de la contamination de l'organisme par les PCB (en pg TEQ-OMS/g PF)	Effets toxiques
0 à 4	Perturbation du développement embryonnaire et mortalité accrue des embryons Modification des réponses de stress Troubles de la reproduction
4 à 10	Induction d'activités enzymatiques (enzymes de la famille des cytochromes P450)
> 10	Effets neurotoxiques Effets sur le système immunitaire et le système endocrinien (stéroïdes sexuels, hormones thyroïdiennes) Effets sur l'histologie des tissus (surtout le foie et le rein) Modifications de poids

Le Tab. 10 présente les plages de concentrations donnant lieu à différents effets toxiques des dl-PCB mis en évidence chez les poissons. La plupart des issues et des mécanismes d'action possibles n'ont toutefois pas été suffisamment étudiés, de sorte que l'évaluation du risque lié à la contamination des poissons par les PCB est entachée d'une grande incertitude. Ce qui pose aussi problème pour l'évaluation du risque, pour les poissons, d'une contamination par les PCB est le fait que l'on utilise généralement, pour le calcul des équivalents toxiques, des TEF s'appliquant aux mammifères ou des valeurs obtenues pour des espèces de poissons qui font souvent l'objet d'études, telles que les truites arc-en-ciel. On n'a pas déterminé jusqu'à présent suffisamment de TEF spécifiques pour les différentes espèces de poissons; de ce fait, on a totalement négligé d'examiner les différences de sensibilité des différentes espèces aux PCB. De plus, comme les congénères de dl-PCB 77 et 126, qui sont très importants du point de vue écotoxicologique, ne sont pas pris en compte lors de la détermination des 6 i-PCB, ces dl-PCB devraient dans tous les cas aussi être déterminés afin d'améliorer l'évaluation du risque.

3.2 PCB dans les oiseaux

Chez les oiseaux, l'éventail des habitudes alimentaires et des besoins énergétiques est relativement large. Aussi l'absorption de polluants est-elle influencée par différents facteurs (Gobas et al. 1993; Sharifi et al. 1998; Dabrowska et al. 1999). Le degré de bioaccumulation varie principalement d'une espèce à l'autre en raison des différences dans le spectre alimentaire et dans les voies métaboliques empruntées (Drouillard et al. 2001). Les différences liées à la condition physique, à l'âge et au sexe jouent cependant aussi un rôle plus important dans les modifications et les variations des teneurs en PCB

que les différences géographiques entre les populations d'une même espèce, par exemple. Comme c'est le cas pour les poissons, l'accumulation s'effectue principalement par le biais de la chaîne alimentaire, ce qui a été déterminé en particulier pour les congénères 126, 153, 169, 180 et 194 (Guruge et Tanabe 1997; Henriksen et al. 2000). Une bioaccumulation de certains congénères spécifiques a notamment été démontrée chez le cormoran. On a aussi mis en évidence, dans ces oiseaux, des facteurs de bioconcentration 10 à 100 fois plus élevés que dans les poissons de mer et 100 à 1000 fois plus élevés que dans les poissons d'eau douce (Scharenberg 1991), ce qui est étonnant étant donné que les oiseaux sont généralement mieux à même de métaboliser les PCB que les poissons (Boon et al. 1989; Buckman et al. 2004). La condition pour que les PCB puissent être dégradés dans les oiseaux est apparemment la présence d'au moins une position *méta* ou *para* exempte de chlore dans la molécule de PCB (Guruge et Tanabe 1997; Drouillard et al. 2001). Certains congénères sont susceptibles d'être entièrement dégradés, par exemple le PCB 149 dans le grèbe huppé (*Podiceps cristatus*).

Le taux de reproduction de différentes espèces d'oiseaux de proie a diminué de manière préoccupante ces 30 dernières années (Kozie et Anderson 1991; Hoffman et al. 1996; Clark et al. 1998; Valkama et Korpimaki 1999; Vos et al. 2000). Le succès de reproduction dépend d'un accord précis entre de nombreux mécanismes hormonaux et physiologiques et d'un profil de comportement très subtil (Wingfield 1990). Le comportement de reproduction des oiseaux peut être perturbé par les effets endocriniens des PCB (voir 3.1) (Blus et Henny 1997; Vos et al. 2000). La baisse du succès de reproduction pourrait également être due à un changement de comportement. Chez les canards colverts (*Anas platyrhynchos*) et les hérons cendrés (*Ardea cinerea*), on a observé que les parents détruisaient les œufs après une exposition aux PCB (Milstein et al. 1970; Risebrough et Anderson 1975). Différentes espèces ont présenté un comportement altéré de défense du nid et une attention moindre envers le nid, notamment les faucons (Fyfe et al. 1976; Fox et al. 1978; Fox et Donald 1980). D'une manière générale, chez les femelles, les PCB et leurs métabolites parviennent plus particulièrement dans les œufs lorsque commence la période de reproduction et la mobilisation des réserves lipidiques, ce qui a pour effet d'accroître la toxicité pour la progéniture. On observe surtout une accumulation supplémentaire de PCB chez les oisillons, leur système enzymatique n'étant manifestement pas encore en mesure de métaboliser ces polluants de manière efficace (Denker 1996). La contamination des œufs de faucon par des PCB a également des répercussions sur la reproduction de la génération suivante; les observations sur le terrain devraient donc porter sur plusieurs générations afin de permettre d'évaluer les conséquences d'une exposition au PCB sur des populations d'oiseaux (Ferne et al. 2001a).

Chez les oiseaux qui ne mangent pas de poisson (faucons, caille japonaise et une espèce d'Estrildidé), il existe des signes d'une perturbation possible du comportement de reproduction et de la réceptivité sexuelle de la femelle: on a montré que la croissance du follicule avait été entravée après une exposition aux PCB (Jeffries 1967; Biessmann 1982; Rattner et al. 1984; Ferne et al. 2001b). Une infertilité pourrait néanmoins aussi être provoquée par une atteinte de l'appareil reproducteur mâle, comme le montrent les taux réduits de spermatozoïdes après une exposition aux PCB (Bird et al. 1983).

3.3 PCB dans les loutres

Les loutres d'Europe (*Lutra lutra*) sont, comme les oiseaux mangeurs de poissons, des prédateurs se situant au bout de la chaîne alimentaire; elles se nourrissent surtout de poissons qui se meuvent lentement, mais aussi d'amphibiens, de rongeurs et de crustacés (Toweill 1974; Melquist et Dronkert 1987). Ces 50 dernières années, les populations de loutres ont fortement diminué en Europe (Mason 1989a; Mason et O'Sullivan 1992; Smit et al. 1994). On pense que ce déclin est avant tout dû à des concentrations élevées de polluants environnementaux, en particulier les PCB, la raréfaction de ces animaux étant corrélée avec des concentrations élevées de PCB dans leurs tissus (Mason 1989b; Olsson et Sandegren 1991b, a). Dans de nombreux pays, dont la Suisse, on considère qu'elles ont entre-temps disparu (Olsson et Sandegren 1983; Sandegren et Olsson 1984; Mason et MacDonald 1986; Weber 1990; Olsson et Sandegren 1991b, a; Smit et al. 1996). Cependant, le fait que des populations de loutres se développent bien dans le nord de la Norvège, en Lettonie ou dans l'ouest de la France indique que la contamination par les PCB est faible dans ces régions (Christensen et Heggberget 1995; Tans et al. 1995; Sjöåsen et al. 1997).

En comparaison des oiseaux, les loutres sont très sensibles aux PCB. Elles accumulent plus ou moins fortement certains PCB non substitués en *ortho* (Elliott et al. 1999), probablement en raison de différences dans le taux de dégradation de certains congénères (Smit et al. 1996). A cela s'ajoute le fait que des concentrations élevées de PCB abaissent la vitesse de métabolisation en inhibant les enzymes de dégradation (Leonards et al. 1996; Murk et al. 1996). Afin de pouvoir évaluer de manière plus fiable les effets, sur la loutre, des mélanges de PCB que l'on rencontre dans l'environnement, il faut disposer de données concernant spécifiquement les congénères, les mesures des-PCB totaux ou des 7 i-PCB n'étant pas suffisantes.

Tout comme chez d'autres vertébrés, les effets de la plupart des congénères de PCB sur la loutre sont en premier lieu médiés par la liaison au récepteur Ah (Goldstein et Safe 1989). La sensibilité de réaction des loutres d'Europe est similaire à celle des visons nord-américains, auxquels elles s'apparentent de près (Brunström et al. 1998). Comme chez les poissons, les PCB ont une action sur le métabolisme des stéroïdes (effet endocrinien), qui est probablement responsable des atteintes à la fonction de reproduction observées chez ces animaux (Aulerich et al. 1985). Une particularité des substances à activité endocrinienne est que leurs effets sur l'embryon et l'animal jeune se manifestent souvent différemment de ceux induits chez l'animal adulte et qu'ils peuvent apparaître avec un temps de latence important, voire seulement dans les générations suivantes. On part du principe qu'une concentration supérieure à 10 µg PCB/g de matière grasse porte atteinte à la reproduction des populations de loutre (Roos et al. 2001).

Chez la loutre, des concentrations TEQ accrues dans le foie sont corrélées à une susceptibilité plus grande aux maladies (Leonards et al. 1996), qui est probablement due aux effets importants des PCB sur les teneurs en vitamine A (voir Tab. 11) dans le foie (Smit et al. 1996). Une carence en vitamine A augmente la fréquence des infections et le risque de perturbations du développement et de cancer. Dans le cas des loutres et des

visons, une exposition aux PCB entraîne une mortalité accrue, une anorexie, une stéatose hépatique, une augmentation du volume du cerveau, des reins, du foie et des surrénales, ainsi qu'un épaissement des ongles (Aulerich et Ringer 1977; Friedman et al. 1977). L'activité de différentes enzymes est en outre augmentée, mais on ne sait pas toujours par quel mécanisme. Il est cependant absolument nécessaire de connaître ces mécanismes d'action afin de pouvoir mieux estimer le risque pour la loutre.

Tab. 11 > Concentrations à partir desquelles se manifestent des effets négatifs des PCB chez les loutres

Teneur en PCB dans le foie (en ng TEQ-OMS/g de matière grasse)	Teneur en vitamine A dans le foie	Fréquence des infections	Teneur en PCB dans les sédiments (en pg TEQ-OMS/g OC)	Effet sur la taille de la descendance
0 à 5	inchangée	faible	0 à 5	faible
5 à 10	fortement réduite	moyenne	5 à 10	moyen
> 10	très fortement réduite	élevée	> 10	élevé

modifié selon Murk et al. 1998 et Traas et al. 2001

Dans les rivières, on observe souvent une augmentation de la pollution dans le sens du courant, qui se reflète également chez les loutres du fait qu'elles mangent des poissons (Elliott et al. 1999). Toutefois, malgré des concentrations élevées de PCB, les loutres sont capables de survivre dans certains lacs riches en nutriments, ceci probablement en raison de la dilution des polluants dans la biomasse importante des réseaux alimentaires aquatiques (Olsson et Jensen 1975; Olsson et Sandegren 1991b, a; Taylor et al. 1991; Larsson et al. 1992). Cependant, en liberté, il est généralement difficile de mettre en évidence une corrélation directe entre une contamination par les PCB et les effets sur l'animal, d'autres facteurs ayant également été reconnus comme causes importantes du recul des populations de loutres et de leur extinction en Suisse (notamment les aménagements des cours d'eau et les modifications de leur débit, la diminution des populations de poissons, la destruction des habitats).

Mis à part la détermination des effets sur la reproduction, on n'a jusqu'à présent pratiquement pas examiné d'autres effets subchroniques ou même chroniques chez les loutres ou des espèces très apparentées. Une absorption quotidienne de 134 µg PCB/kg PC (soit 3,6 ng TEQ-OMS/kg PC) a, par exemple, des effets sur la reproduction des visons (Heaton et al. 1995). En revanche, dans d'autres études, les problèmes de reproduction chez les visons ne sont corrélés qu'à des concentrations de PCB supérieures à 50 µg/kg PC dans les tissus (Jensen et al. 1977). Cette valeur est, par conséquent, aussi prise en compte en tant que valeur indicative pour la stabilité des populations de loutres (Weber 1990). Si l'on part de l'hypothèse que les loutres mangent tous les jours du poisson, on obtient des valeurs-seuils pour une absorption journalière de polluants (Den Boer 1984; Broekhuizen et de Ruiter-Dijkman 1988) au-delà desquelles on peut s'attendre à des effets néfastes sur les populations de loutres (Tab. 12).

Tab. 12 > Evaluation du risque de contamination des loutres par les PCB

Teneur maximale en i-PCB dans les poissons absorbés (en ng/g PF)	Risque supposé pour la loutre
18	Valeur-seuil pour les effets sur la reproduction
jusqu'à 50	Contamination éventuellement supportable
50 à 500	Contamination posant problème
plus de 500	Contamination constituant une grave menace

selon Broekhuizen et de Ruiter-Dijkman 1988 et Weber 1990

Si l'on se base sur ces données, on peut supposer que la plupart des poissons analysés provenant de la Sarine, de la Birse et du Rhin, dont les teneurs sont généralement nettement supérieures à 100 ng d'i-PCB/g PF, présenteraient clairement un danger pour les populations de loutres. On peut en revanche supposer que la contamination des poissons du lac de Thoune ne présente aucun danger pour les loutres. Cette hypothèse pourrait aussi s'appliquer aux corégones, aux perches et aux lottes de rivière provenant du lac Léman qui ont été analysées, alors que les concentrations de plus de 75 ng i-PCB/g PF mesurées dans les ombles chevaliers présenteraient un risque élevé pour les loutres.

Depuis le début des années 1990, les concentrations de PCB dans les loutres diminuent dans de nombreux pays: on observe, par exemple, une diminution de quelque 10 % en 10 ans chez les loutres du Canada (Elliott et al. 1999). La charge polluante recule également dans le sud de la Suède, où l'on note une augmentation concomitante des populations de loutre (Roos et al. 2001). Au cours des années 1990, la situation des loutres s'est également améliorée au Danemark (Madsen et Nielsen 1986; Madsen et al. 1991), en Angleterre et dans le Pays de Galles (Strachan et Jefferies 1996; Mason 1998). La baisse annuelle de la concentration de PCB dans les loutres danoises entre 1980 et 1990 est estimée à environ 6 à 7%; en Angleterre, on observe une baisse d'environ 8 % et, en Suède, une diminution de 6 à 14 % des concentrations de PCB (Mason et Madsen 1993; Mason 1998; Roos et al. 2001). Ces succès sont imputables aux mesures prises pour éliminer les PCB, et plus particulièrement à la diminution des émissions de PCB. On s'attend donc à une reprise encore plus marquée de la reproduction des loutres dans ces pays (Elmeros et Leonards 1994). Toutefois, par rapport aux populations de rapaces, le rétablissement de la performance de reproduction des loutres s'effectue jusqu'ici de manière singulièrement lente. Il est probable que différents autres facteurs ayant une influence négative, notamment une diminution de la nourriture disponible, jouent ici également un rôle (Kruuk et Conroy 1996).

Bien que l'on considère que la loutre a disparu en Suisse, il semble qu'elle ait réapparu depuis peu chez nous ainsi que dans les pays voisins (Kranz et al. 2008). Si l'on se base sur les teneurs en PCB correspondant à la Cmax qui induisent des atteintes à la reproduction chez les visons afin d'estimer les effets sur les populations de loutres (Den Boer 1984; Broekhuizen et de Ruiter-Dijkman 1988), on peut toutefois craindre que les teneurs élevées en PCB mesurées dans les poissons de certains cours d'eau suisses, tels

que la Birse, la Sarine et le Rhin, ne permettent pas un retour de la loutre dans ces écosystèmes pendant encore un bon nombre de décennies.

3.4

Conclusions

Le mode de vie et d'alimentation ainsi que le sexe, l'âge et la teneur en matière grasse des poissons, des oiseaux et des loutres sont des facteurs qui déterminent la teneur en PCB dans une population d'une espèce donnée et dans les différents individus.

Les teneurs en PCB et les teneurs en matière grasse des tissus analysés devraient toujours être prises en considération simultanément, du fait que le taux de matière grasse des animaux varie pour les raisons énoncées plus haut et, partant, aussi la charge en polluants de l'organisme.

Des études expérimentales ont montré que, dans les poissons, des concentrations de PCB considérées comme une contamination de fond (soit <4 pg TEQ-OMS/g PF) sont déjà susceptibles de modifier la réponse de stress régulée par le cortisol (une hormone), de porter atteinte au système reproducteur, d'inhiber la croissance de l'animal et d'augmenter la mortalité des embryons.

Les loutres sont beaucoup plus sensibles aux PCB que les oiseaux. De plus, l'accumulation des PCB, qui proviennent essentiellement de la consommation de poisson, est beaucoup plus importante chez la loutre. Partant du principe qu'une concentration seuil de 18 ng i-PCB/g PF dans les poissons est susceptible d'induire des troubles de la reproduction chez les loutres, il faut considérer que la contamination actuelle des poissons de la Sarine en aval d'Hauterive, de la Birse en aval de Choindez et du Haut-Rhin – contamination qui est généralement nettement supérieure à 100 ng i-PCB/g PF – compromettrait le succès de reproduction et la réintroduction de la loutre.

De nombreux effets des PCB sur l'animal connus grâce à des études expérimentales ne sont pas uniquement induits par les PCB. Ces effets sont en outre difficiles à reconnaître dans les populations d'animaux sauvages en raison de la grande variabilité individuelle, et il est par ailleurs pratiquement impossible d'établir un lien avec les PCB. L'évaluation de la situation montre toutefois que les concentrations de PCB mesurées dans les poissons provenant de tronçons très pollués de certains cours d'eau peuvent présenter un risque pour les poissons ainsi que pour les loutres.

4 > Estimation de l'exposition de la population

4.1 Contamination de fond de la population suisse par les PCDD/F et les dl-PCB

L'absorption de PCDD/F par le biais de la nourriture au sein de la population suisse adulte est estimée en moyenne à 0,6 pg TEQ-OMS/kg PC/jour et celle de dl-PCB à 1,4 pg TEQ-OMS/kg PC/jour (OFSP 2008). En Suisse, un adulte absorbe donc quotidiennement en moyenne environ 2 pg TEQ-OMS de PCDD/F et de dl-PCB par kg de poids corporel en consommant des denrées alimentaires. Cette contamination de la population suisse est comparable à celle de la population d'autres pays d'Europe, par exemple la Belgique, l'Allemagne, la France et la Suède (Tab. 13). Dans la plupart des études, l'absorption journalière a été calculée en utilisant les concentrations supérieures («upper bound»); les valeurs en dessous des limites de détection analytique sont ainsi considérées comme étant égales à la limite de détection correspondante, ce qui entraîne une surestimation de l'absorption journalière lorsque la concentration dans les aliments est faible.

Pour les enfants âgés de 2 à 5 ans, on a calculé que l'absorption journalière était de 3,8 pg TEQ-OMS/kg PC/jour en Suisse (OFSP 2007). Les résultats d'études portant sur le régime alimentaire réalisées au Royaume-Uni confirment que l'absorption est plus élevée chez les jeunes enfants que chez les enfants plus âgés: la quantité absorbée en 2001 par les enfants en bas âge et les écoliers de 4 à 6 ans était à peu près deux fois supérieure à celle ingérée par les adultes (Tab. 14).

S'agissant de l'absorption des PCDD/F et des dl-PCB par le biais de la nourriture, on observe une grande variabilité qui est due aux différences dans les habitudes alimentaires au sein de la population: les «gros mangeurs» de viande de bœuf, de produits laitiers et de poisson absorbent des quantités beaucoup plus importantes de ces polluants que ceux qui mangent «normalement». Ainsi, en 1997, l'absorption moyenne au sein de la population du Royaume-Uni était de 1,8 pg TEQ-OMS/kg PC/jour alors que les gros mangeurs avaient absorbé jusqu'à 3,1 pg TEQ-OMS/kg PC/jour (UK Food Standards Agency 2003).

Tab. 13 > Dose totale moyenne de PCDD/F et de dl-PCB absorbée par des adultes dans différents pays

Toutes les valeurs sont indiquées en pg TEQ-OMS/kg PC/jour; les valeurs entre parenthèses indiquent la contribution du poisson à la dose totale absorbée.

Pays	PCDD/F	PCDD/F + dl-PCB	Année de référence	Référence
Belgique	1,0	2,04 (0,81)	2000–2001	Focant et al. 2002
Allemagne	0,7 (0,09)	2,0 (0,35)	2000–2003	Office fédéral allemand de l'environnement (UBA) 2003
France	0,5	1,8 (0,86)	2001–2004	Tard et al. 2007
Italie	0,96	2,28 (1,0)	2004	Fattore et al. 2006
Pays-Bas	0,6 (0,1)	1,2 (0,23)	1998–1999	Baars et al. 2004
Espagne	1,35	3,22 (0,35)	2000–2003	Fernández et al. 2004
Suède	1,12	1,92	1998–1999	Darnerud et al. 2006
Suisse	0,6 (0,09)	2,0 (0,4)	2001–2006	OFSP 2008
Royaume-Uni	0,4 (0,07)	0,9 (0,27)	2001	UK Food Standards Agency 2003
États-Unis	1,66	2,3 (0,74)	1998	Schecter et al. 2001

Tab. 14 > Estimation de la dose moyenne de PCDD/F et de dl-PCB absorbée au Royaume-Uni en 2001, par groupe d'âge

Toutes les valeurs sont indiquées en pg TEQ-OMS/kg PC/jour. La dose journalière absorbée a été calculée en utilisant les concentrations supérieures (valeurs «upper bound»).

Groupe d'âge	PCDD/F + dl-PCB
Adultes	0,9
Ecoliers et adolescents (de 4 à 18 ans)	0,7–1,8
Enfants en bas âge (de 1,5 à 4,5 ans)	1,7–2,2

UK Food Standards Agency 2003

4.2 Exposition des pêcheurs à la ligne pêchant dans les eaux polluées

Les pêcheurs à la ligne et leurs proches, qui consomment régulièrement du poisson pêché dans des eaux polluées par des PCB, sont considérés comme une population à risque. L'évaluation de la quantité consommée est basée sur les données présentées dans le Tab. 15 concernant le rendement de la pêche dans les différentes eaux. Les quantités annuelles moyennes capturées par pêcheur dans les différentes eaux se situent entre 0,7 et 2 kg pour les espèces les plus prisées (exception: Röschenz, un seul permis de pêche délivré).

Pour l'estimation de l'exposition (Tab. 16), on part de l'hypothèse que la consommation annuelle moyenne est de 2 kg, et de 15 kg pour les gros mangeurs². Les quantités supplémentaires dues à la consommation de poissons pollués à divers degrés, absorbées par des mangeurs moyens et de gros mangeurs, sont estimées en TEQ-OMS à l'aide de trois scénarios: le scénario 1 est basé sur du poisson présentant une contamination de fond (4 pg TEQ-OMS/g PF), le scénario 2 prend pour base une contamination se situant dans la plage de la Cmax (8 pg TEQ-OMS/g PF) et le scénario 3 reflète la situation de poissons provenant d'eaux polluées dont les valeurs correspondent à peu près au triple de la Cmax (24 pg TEQ-OMS/g PF).

Tab. 15 > Rendement de pêche dans des eaux dans lesquelles certaines espèces de poissons présentent une contamination accrue par les PCB

Rivière/lac	Espèce	Canton/pays	Tronçon	Rendement annuel (kg)	Nombre de pêcheurs de loisirs	Rendement annuel moyen par pêcheur (en kg)	Année
Birse	Truite de rivière	JU	Tout le tronçon dans le canton	2291	(a)	-	2006
		BL	Liesberg–Duggingen (b)	732	365	2,0	2007
			Röschenz	10	1	10	2007
			Roggenburg	16	6	2,7	2007
			Aesch	174	87	2	2007
			Reinach	32	68	0,5	2007
			Birsfelden	6	32	0,2	2007
			Münchenstein, Muttenz	62	67	0,9	2007
			Total	1032	626	1,65	2007
Sarine	Truite de rivière	FR	Rossens–Hauterive (Petite Sarine)	269	(c)	-	2006
			Hauterive–Pont de Pérolles	193	(c)	-	2006
			Fribourg	100	(c)	-	2006
			Schiffenen–Laupen	79	(c)	-	2006
			Total	641	(c)	-	2006
		BE	Laupen–Wileroltigen	80	100	0,8	Ø 1998–2005
Venoge	Truite de rivière	VD		aucune information			
Lac Léman	Omble chevalier	CH	Pêche à la ligne	3335	4652	0,7	2006
			Pêche professionnelle	3501	-	-	2006
			Total	6836	-	-	2006

(a) Pas de données disponibles. Dans le canton du Jura, environ 1100 permis de pêche sont délivrés chaque année. Une répartition par rivière n'est pas possible.

(b) Société de pêche du district de Laufon (Fischerei-Pachtvereinigung des Bezirkes Laufon, FIPAL)

(c) Pas de données disponibles. Dans le canton de Fribourg, 1418 permis de pêche annuels lacs et rivières et 237 permis de pêche rivière ont été délivrés en 2008. A cela s'ajoutent encore des permis de pêche semestriels, hebdomadaires et journaliers lacs et rivières ou rivière. Une répartition par rivière ou par tronçon n'est pas possible.

selon les informations fournies par les offices cantonaux et l'OFEV

² Un pêcheur a indiqué un rendement de pêche de 100 truites de rivière par an. Partant d'un poids frais de 200 g dont le 75 % est comestible, on obtient, pour un «gros mangeur», une consommation annuelle de 15 kg de poisson. Les permis de pêche fixent des limites supérieures pour la capture. Ainsi, dans le lac Léman, les pêcheurs à la ligne peuvent capturer au maximum 250 ombles chevaliers par an et tout au plus 10 par jour (Surveillance de la pêche du canton de Vaud, communication personnelle).

Tab. 16 > Estimation de l'exposition des pêcheurs à la ligne pêchant dans des eaux polluées

Eaux	Espèce	Canton/Pays	Tronçon	Année	Nombre d'échantillons	Teneur moyenne (en pg TEQ-OMS/g PF)	Teneur maximale (en pg TEQ-OMS/g PF)	Mangeurs normaux (2 kg/an) quantité suppl. absorbée (en pg TEQ-OMS/g PF)	Gros mangeurs (15 kg/an) quantité suppl. absorbée (en pg TEQ-OMS/g PF)
Birse	Truite de rivière	BE, BL, JU	Non spécifié	2008	35	18	56	1,4	11
	Diverses espèces autres que la truite de rivière	JU	Non spécifié	2008	4	17	33	1,3	10
Sarine	Truite de rivière	BE, FR	Toute la rivière, y compris le lac de Schiffenen	2007–2009	43	16	97	1,2	9,2
	Diverses espèces autres que la truite de rivière	BE, FR	Toute la rivière, y compris le lac de Schiffenen	2007/2008	44	6,8	51	0,54	4,1
Venoge		VD	Non spécifié	2008	16	3,9	10	0,31	2,3
Lac Léman	Truite de rivière	F, VD	Divers endroits	2007/2008	24	6,8	13	0,53	4,0
	Diverses espèces autres que la truite de rivière	F, GE, VD	Divers endroits	2007/2008	45	1,4	5,7	0,11	0,82
Rhin	Anguille	AG	Reckingen	2000	15	42 ^a	87 ^a	3,3	25
Spöl	Truite de rivière	GR	Zernez	1998	10	17 ^a	21 ^a	1,3	9,4
Lac Majeur	Alose feinte	TI	Divers endroits	2008	6	16	20	1,3	9,7

^a valeur basée sur la somme de 6 congénères d'i-PCB (28, 52, 101, 108, 136, 153, 180), convertie en TEQ-OMS à l'aide du facteur de conversion de 0,114

	Teneur moyenne (en pg TEQ-OMS/g PF)	Exposition estimée (en pg TEQ-OMS/kg PC/jour)	
		Mangeurs normaux (2 kg/an) quantité suppl. absorbée (en pg TEQ-OMS/g PF)	Gros mangeurs (15 kg/an) quantité suppl. absorbée (en pg TEQ-OMS/g PF)
Scénario 1 (poisson provenant d'une eau non polluée, contamination de fond)	4	0,31	2,3
Scénario 2 (poisson provenant d'une eau moyennement polluée, contamination aux alentours de la Cmax)	8	0,63	4,7
Scénario 3 (poisson provenant d'une eau polluée, contamination égale à 3 fois la Cmax)	24	1,9	14

Hypothèse posée pour le poids corporel du consommateur: 70 kg

Autres hypothèses: voir le texte

5 > Evaluation des données disponibles, identification des lacunes dans les connaissances et détermination des mesures nécessaires

L'examen de l'ensemble des données disponibles pour la Suisse concernant les analyses de PCDD/F et de PCB (dl-PCB et i-PCB) dans les poissons, les sédiments et les échantillons d'eau révèle que ces informations sont très hétérogènes. Ce constat vaut tant pour la période à laquelle les échantillons ont été prélevés, le nombre de mesures effectuées par cours d'eau ou lac et par espèce, les différentes substances déterminées et le type de matériel d'échantillonnage analysé que pour les méthodes utilisées pour la préparation des échantillons et l'analyse.

5.1 **Données disponibles et lacunes dans les connaissances concernant la contamination des poissons**

Les résultats des mesures disponibles pour les poissons permettent de quantifier la contamination de fond actuelle de la faune piscicole par les PCDD/F, les dl-PCB et les i-PCB et de mettre en évidence une contamination accrue, due à des apports de polluants locaux, dans certaines eaux ou certains tronçons. Une évaluation de la nécessité de mesures visant à protéger l'homme et l'environnement ne peut être faite que si l'on dispose de résultats d'analyse représentatifs et récents concernant la contamination de la faune piscicole. La démarche à adopter en vue d'estimer la contamination des poissons d'un cours d'eau ou d'un lac est présentée au chapitre 5.3 et les mesures requises afin de limiter l'exposition de la population concernée sont décrites au chapitre 5.4.

On ne dispose que de très peu de données pour certains lacs ou cours d'eau, notamment le lac de Bienne, le lac de Brienz, le lac de Neuchâtel, le lac de Sempach, le lac des Quatre-Cantons, le lac de Walenstadt, le lac de Zoug, le lac de Zurich, l'Aar après le lac de Bienne, la Glatt, la Limmat, le Rhin et la Sitter.

On ne dispose pas de données de mesures *récentes* (c'est-à-dire d'échantillons prélevés après 2005) pour:

- > quelques lacs du Plateau d'une certaine importance (lac de Brienz, lac de Greifensee, lac de Neuchâtel, lac de Sempach, lac des Quatre-Cantons, lac de Zoug);
- > le Rhin, de la source jusqu'à Sargans (y compris le Rhin Antérieur et le Rhin Postérieur, le Plessur, le Landquart) ainsi que d'Ellikon à Birsfelden;
- > l'Inn et ses affluents (le Spöl, la Flaz);

- > le Tessin et ses affluents (la Moesa, le Brenno), la Maggia et ses affluents (la Melezza, l'Isorno) ainsi que la Verzasca.

On ne dispose d'aucune donnée pour:

- > quelques lacs de taille moyenne (lac d'Ägeri, lac d'Alpnach, lac de Baldegg, lac de Hallwyl, lac de Morat, lac de Poschiavo, lac de Sarnen, lac de Sempach, lac de Sihl);
- > les cours d'eau du bassin versant du lac des Quatre-Cantons (p. ex. la Reuss uranaise et ses affluents, la Muota, l'Engelberger Aa, la Sarner Aa);
- > la Reuss et ses affluents (tout le tronçon entre Lucerne et l'embouchure dans l'Aar);
- > l'Aar entre Nidau près de Bienne et l'embouchure dans le Rhin près de Koblenz;
- > la Linth et ses affluents (de la source à l'embouchure dans le lac de Walenstadt);
- > la Rom (val Müstair) et le Poschiavino (val Poschiavo).

5.2 **Données existantes et lacunes dans les connaissances concernant la contamination des sédiments et des échantillons d'eau**

Par rapport au volume de données concernant les poissons, le nombre de résultats d'analyses disponibles concernant la contamination des sédiments par les PCB et les PCDD/F en Suisse est beaucoup plus restreint. S'agissant plus particulièrement des dl-PCB et des PCDD/F, on n'a jusqu'à présent effectué que très peu de mesures sur des échantillons de sédiments et d'eau. Ce type d'analyses se limite à des déterminations sur des échantillons de sédiments prélevés dans la Birse, la Lüssel et la Lützel (dl-PCB et PCDD/F) dans le canton de Bâle-Campagne, dans l'Aar (lac de Wohlen compris), la Birse, la Sarine et quelques petits cours d'eau dans le canton de Berne, dans la Sarine et ses affluents dans le canton de Fribourg, ainsi que dans la Glatt dans le canton de Zurich. S'agissant des échantillons d'eau, on ne dispose d'aucune mesure des dl-PCB et des PCDD/F dans les cours d'eau, excepté quelques analyses isolées d'échantillons prélevés dans la Sarine, la Glâne et la Gérine dans le canton de Fribourg.

5.3 **Estimation de la contamination des poissons d'un cours d'eau ou d'un lac**

L'évaluation de la nécessité d'analyses concernant la contamination des poissons par les PCDD/F et les dl-PCB et de mesures éventuelles devant être prises dans le domaine de la pêche peut se baser sur les conclusions suivantes tirées des études disponibles:

Les PCB sont liposolubles et s'accumulent donc en premier lieu dans la chair musculaire riche en matière grasse (filets) et dans certains organes des poissons, notamment dans le foie. De ce fait, dans les eaux très polluées, les espèces dont la chair musculaire est pauvre en matière grasse (Tab. 17) présentent souvent une contamination inférieure à la Cmax alors qu'il faut plutôt s'attendre à un dépassement de la Cmax dans les espèces ayant une teneur en matière grasse moyenne ou élevée. L'accumulation dans le foie entraîne notamment, chez la lotte de rivière, des teneurs jusqu'à 100 fois plus élevées dans le foie que dans la chair musculaire d'un même individu.

Plus de PCB dans les poissons riches en matière grasse et dans le foie des poissons

Les poissons grands et/ou âgés ont absorbé beaucoup de nourriture au cours de leur vie et, par conséquent, accumulé plus de PCB que des poissons plus petits ou plus jeunes. C'est pourquoi, dans toutes les espèces, on trouve les concentrations les plus élevées dans les poissons les plus grands et/ou les plus âgés. Les grands poissons constituent donc de bons indicateurs d'une contamination accrue d'un cours d'eau ou d'un lac sur le long terme.

Plus de PCB dans les poissons grands ou âgés

Dans les eaux suisses qui ne sont pas polluées par des sources ponctuelles locales de PCB, les teneurs moyennes en dl-PCB sont inférieures à la Cmax dans la plupart des espèces; dans l'anguille et l'aloise feinte, qui sont des espèces riches en matières grasses, les teneurs moyennes peuvent être supérieures à la Cmax; il en va de même pour certains spécimens isolés d'omble chevalier, qui est un poisson mi-gras.

La Cmax n'est généralement pas dépassée

Tab. 17 > Classification des poissons indigènes selon leur teneur en matière grasse

Caractérisation de la teneur en matière grasse	Espèce
Pauvre en matière grasse, maigre (teneur en matière grasse < 2 %)	Chevaine Ombre Perche Brochet Truite arc-en-ciel Gardon Tanche Lotte de rivière Sandre
Mi-gras (teneur en matière grasse de 2 à 10 %)	Truite de rivière Saumon de fontaine Barbeau Brème Corégone Carpe Truite lacustre Omble chevalier
Riche en matière grasse (teneur en matière grasse > 10 %)	Anguille Alose feinte

5.3.1 Evaluation globale

Compte tenu des connaissances acquises jusqu'ici, il est recommandé de procéder, dans un premier temps, de la manière suivante pour l'évaluation globale de la contamination des poissons d'un lac ou d'un cours d'eau (ou de l'un de ses tronçons) par des PCDD/F et des dl-PCB:

- > Les analyses doivent toujours se référer à un lac, à un cours d'eau ou à un tronçon de cours d'eau bien défini. Si l'on soupçonne l'existence de sources ponctuelles, elles devront être prises en considération lors du prélèvement des échantillons.

Lieu de capture

> La définition des espèces et des dimensions des poissons à analyser doit en premier lieu être basée sur leur utilité en ce qui concerne la pêche. Cependant, on peut aussi examiner de préférence des poissons plus grands ou plus vieux afin d'identifier le «worst case».

Espèce et taille du poisson

> Pour des raisons de coûts, les poissons d'une même espèce et de mêmes dimensions peuvent être examinés en tant qu'échantillons composites, mais on perd ainsi des informations statistiques concernant la distribution des concentrations dans les spécimens isolés, notamment la dispersion, les valeurs maximales et minimales ainsi que la proportion de poissons présentant des teneurs dépassant la Cmax.

Echantillons composites

Les mesures à prendre en fonction des différentes situations possibles après une évaluation globale sont présentées dans le Tab. 18.

> Si, dans les poissons examinés, la moyenne arithmétique des teneurs est inférieure à la Cmax, qu'il n'existe aucune suspicion que certaines espèces ou certaines parties du domaine de pêche puissent présenter des valeurs plus élevées et qu'aucune valeur isolée n'est supérieure à la Cmax, le cours d'eau peut être considéré comme approprié pour la pêche et il n'est pas nécessaire de procéder à d'autres investigations.

Si seuls quelques échantillons sont légèrement au-dessus de la Cmax, il faut décider au cas par cas (en fonction de la stratégie d'échantillonnage: «worst case», échantillons simples/composites, grandeur du tronçon de cours d'eau, etc.) s'il est nécessaire de prendre des mesures et de poursuivre les analyses.

> Si, dans les poissons examinés, la moyenne arithmétique des teneurs est supérieure à la Cmax (sans différenciation particulière des prises en fonction de l'espèce, de la dimension ou du poids des poissons, de la répartition des différentes espèces selon la dimension ou l'âge, et du lieu de capture), il faut décider si, en fonction du volume des prises et de l'importance économique de la zone de pêche, il est judicieux de procéder à des analyses supplémentaires au vu du coût élevé que cela implique. Si tel n'est pas le cas lorsque le volume des prises et l'importance économique de la zone de pêche sont minimales, il est raisonnable d'envisager des mesures de protection sanitaire de la population même lorsqu'une partie des poissons ne dépasse pas la Cmax.

Tab. 18 > Situations découlant de l'évaluation globale de la contamination des poissons d'un cours d'eau ou d'un lac par les PCB

Situation	Mesures en cas de mise sur le marché	Mesures en cas de consommation privée
Moyenne arithmétique des teneurs inférieure à la Cmax	Aucune restriction	Aucune restriction
Moyenne arithmétique des teneurs supérieure à la Cmax	Interdiction ou analyses supplémentaires requises	Recommandations de consommation; interdiction de pêche en cas de concentrations élevées

5.3.2 Investigation de détail en cas de dépassement de la Cmax

Si l'évaluation globale indique qu'une investigation de détail s'avère nécessaire, ou si l'on commence directement par une analyse détaillée pour d'autres raisons, il faut choisir des échantillons typiques de la zone de pêche en tenant compte des espèces, de la taille et du poids des pièces, ou encore de la composition de la prise. La dispersion des résultats pour les différents poissons devrait alors être bien plus grande que lors de l'évaluation globale, effectuée en partie ou entièrement sur la base d'échantillons composites.

Sur la base de l'investigation de détail, différentes situations peuvent se présenter, en fonction de la dispersion des concentrations des échantillons mesurés et de la position de la moyenne arithmétique par rapport à la Cmax. Elles sont présentées schématiquement dans le Tab. 19 et commentées ci-dessous avec les mesures recommandées.

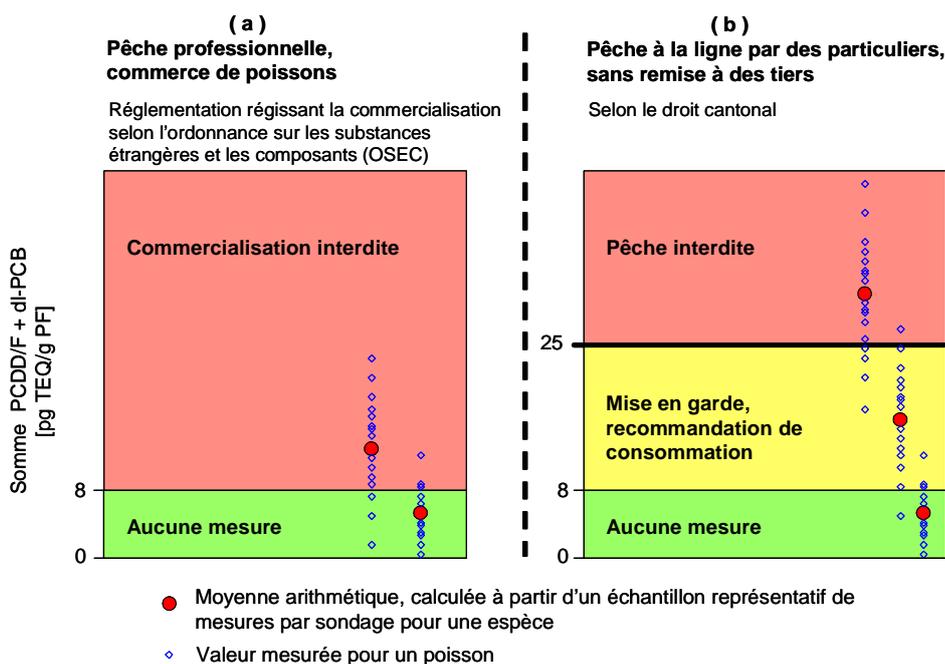
La moyenne arithmétique peut être inférieure ou supérieure à la Cmax (Tab. 19). Pour l'évaluation et l'interprétation des résultats, les échantillons analysés doivent autant que possible être différenciés et, le cas échéant, regroupés selon des critères clairs (p. ex. espèce, taille/poids du poisson, lieu de capture). Il peut ainsi arriver qu'un groupe ait une moyenne inférieure à la Cmax (groupe A), alors qu'un autre groupe, par exemple une espèce plus riche en matière grasse et présentant, par conséquent, une contamination plus élevée, dépasse la Cmax (groupe B). Le cas particulier qui se présente lorsque la moyenne correspond à peu près à la Cmax n'est pas traité ici plus en détail, car les données disponibles ne permettraient généralement pas de tirer des conclusions étayées par des statistiques. Le thème d'un intervalle de confiance entre la moyenne et la Cmax ne sera donc pas abordé ici (p. ex. au niveau de signification de 5 % en dessous de la Cmax en cas de données à répartition normale ou au 95^e percentile en dessous de la Cmax en cas de valeurs rangées). En cas de doute, les services cantonaux compétents disposent de la marge d'appréciation nécessaire lorsqu'ils utilisent la Cmax.

Tab. 19 > Situations pouvant se présenter après une investigation de détail dans le cas de groupes de poissons contaminés à des degrés divers provenant d'eaux polluées par des PCB

Situation générale	Situation des groupes A et B	Mesures en cas de mise sur le marché	Mesures en cas de consommation privée
Moyenne de tous les échantillons inférieure à la Cmax	Moyenne du groupe A inférieure à la Cmax	Pas de restrictions	Pas de restrictions
	Moyenne du groupe B supérieure à la Cmax	Interdiction de pêche	Recommandations de consommation
Moyenne de tous les échantillons inférieure à la Cmax	Proportion significative des échantillons des deux groupes au-dessus de la Cmax	Interdiction de pêche	Recommandations de consommation
Moyenne de tous les échantillons supérieure à la Cmax	Moyenne du groupe A inférieure à la Cmax	Pas de restrictions	Pas de restrictions
	Moyenne du groupe B supérieure à la Cmax	Interdiction de pêche	Recommandations de consommation; interdiction de pêche en cas de teneurs > 25 pg TEQ-OMS/g PF
Moyenne de tous les échantillons supérieure à la Cmax	Moyenne des deux groupes supérieure à la Cmax	Interdiction de pêche pour toutes les espèces; Cmax particulière pour l'anguille	Recommandations de consommation; interdiction de pêche en cas de teneurs > 25 pg TEQ-OMS/g PF

La Fig. 30 présente les mesures recommandées dans le domaine de la pêche professionnelle et le commerce de poissons d'une part (Fig. 30a) et de la pêche à la ligne par des particuliers d'autre part (Fig. 30b) pour une application uniforme de la Cmax en vue de limiter l'exposition de la population.

Fig. 30 > Mesures recommandées



5.4 Mesures destinées à limiter l'absorption de PCB et de PCDD/F par le biais de la consommation de poisson

5.4.1 Bases légales

Les bases légales régissant la pêche professionnelle et la commercialisation des poissons se distinguent fondamentalement de celles régissant la pêche par des particuliers et la consommation personnelle. La commercialisation est soumise aux dispositions du droit des denrées alimentaires, en particulier aux concentrations maximales fixées dans l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC) pour certaines substances étrangères (DFI 1995). Les accords bilatéraux avec l'UE ont conduit la Suisse à modifier l'OSEC en reprenant les teneurs maximales en vigueur dans l'UE depuis 2006 pour les PCDD/F et les dl-PCB. Ces teneurs maximales constituent, avec les valeurs déjà fixées pour les PCDD/F, les concentrations maximales admises (Tab. 20) (CE 2006a, b; DFI 2008). Cette nouvelle réglementation est entrée en vigueur le 1^{er} janvier 2009. La directive n° 17 du 19 mai 2009 vise une application uniforme de ces valeurs et introduit la déclaration obligatoire des résultats d'analyses (OFSP 2009).

Tab. 20 > Concentrations maximales pour les PCDD/F ainsi que pour les PCDD/F et les dl-PCB selon l'ordonnance du DFI sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires, valeurs en accord avec les teneurs maximales fixées par l'UE

Denrées alimentaires	Cmax (en pg TEQ-OMS/g PF)	
	PCDD/F	PCDD/F et dl-PCB
Chair musculaire de poissons et produits de la pêche ainsi que leurs produits dérivés, à l'exclusion de l'anguille	4	8
Chair musculaire de l'anguille et produits dérivés	4	12
Foie de poisson et produits dérivés de sa transformation, à l'exclusion des huiles marines	Aucune valeur maximale définie	25

La réglementation actuelle des teneurs maximales résulte d'une longue phase d'investigation (voir encadré). La teneur maximale pour les PCDD/F et les dl-PCB dans le poisson est de 8 pg TEQ/g de poids frais de chair musculaire (voir le Tab. 20). Une valeur plus élevée a été fixée pour l'anguille, compte tenu de l'accumulation plus importante dans cette espèce riche en matière grasse. La valeur fixée pour le foie de poisson est encore plus élevée.

Le 24 octobre 2001, la Commission de la Communauté européenne a remis au Conseil, au Parlement européen et au Comité économique et social une communication sur une stratégie communautaire concernant les dioxines, les furanes et les PCB (CE 2007). Cette stratégie en deux parties comporte des mesures visant à réduire la présence de dioxines, de furanes et de PCB dans l'environnement d'une part, et dans les denrées alimentaires et les aliments pour animaux d'autre part. Le 12 décembre 2001, le Conseil «Environnement» a adopté des conclusions relatives à la communication de la Commission, dans lesquelles il soutient la stratégie. La Commission a été chargée de rédiger un rapport sur sa mise en œuvre à fin 2003, puis tous les trois ans. Elle a présenté son deuxième rapport d'activité, qui couvre la période 2004–2006, le 10 juillet 2007 (CE 2007).

La Suède et la Finlande ne sont pas tenues d'appliquer les teneurs maximales de l'UE pour les PCDD/F et dl-PCB dans le poisson. Les poissons dont les teneurs en PCDD/F et en dl-PCB excèdent les teneurs maximales peuvent être commercialisés sur leur territoire. Cette dérogation est due au fait que ces deux pays permettent à leur population de respecter la DJA grâce à des recommandations de consommation, bien que les teneurs maximales soient dépassées dans certains poissons provenant de la Baltique. L'UE a récemment prolongé cette dérogation jusqu'en 2011.

La pêche à la ligne et la consommation privée des poissons par les pêcheurs ne sont pas soumises aux dispositions du droit des denrées alimentaires, mais au droit cantonal régissant la protection de la santé publique.

La mise sur le marché et la consommation personnelle devront donc être traitées séparément dans ce qui suit, la remise de poissons pêchés à des tiers, même à titre gracieux, étant toutefois également considérée comme une mise sur le marché. Dans les deux cas, les mesures prises doivent être proportionnées et garantir la protection sanitaire. Pour limiter le risque, il est crucial de prendre en compte la dose absorbée par le biais de toutes les denrées alimentaires sur une période relativement longue. Les mesures spécifiques à la pêche doivent donc être harmonisées avec tout le reste du domaine alimentaire. Les concentrations maximales ont été fixées de façon différenciée pour certains groupes de denrées alimentaires afin de tenir compte des deux aspects suivants:

- > Lorsque les habitudes alimentaires sont normales, la dose totale journalière moyenne absorbée par le biais de l'ensemble des denrées alimentaires doit être abaissée en dessous de la quantité hebdomadaire absorbée définie par la CSAH, soit 14 pg TEQ-OMS/kg PC/semaine (ce qui correspond à 2 pg TEQ/kg PC/jour).
- > Les mesures législatives en vue de minimiser la libération des PCDD/F et des dl-PCB ont déjà été prises il y a plusieurs décennies. La persistance de ces substances étrangères fait qu'on les retrouve malgré tout aujourd'hui encore dans tous les compartiments environnementaux ainsi que dans les denrées alimentaires; on ne peut donc pas les interdire purement et simplement. C'est pourquoi les concentrations maximales ont été fixées de sorte que les denrées les plus contaminées de cha-

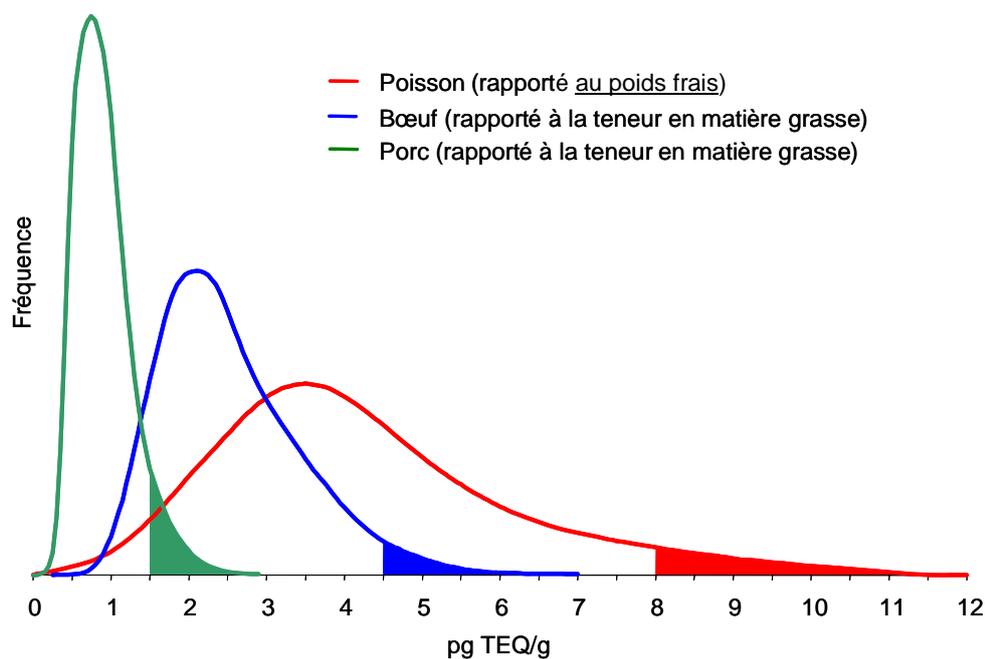
Toxicologie

Faisabilité et proportionnalité

que groupe soient tenues à l'écart du marché. Ce principe est représenté schématiquement dans la Fig. 30.

Fig. 31 > Schéma du principe consistant à tenir à l'écart du marché les éléments les plus contaminés d'un groupe de denrées alimentaires au lieu de fixer une Cmax générale

Les denrées alimentaires de la provenance indiquée (poisson, bœuf, porc) dont les concentrations sont situées dans les surfaces colorées sous les courbes de distribution des fréquences ne peuvent pas être mises sur le marché.



5.4.2 Recommandations de consommation pour la pêche à la ligne

Le droit fédéral des denrées alimentaires réglemente les substances étrangères contenues dans les denrées alimentaires qui sont mises sur le marché ou remises à des tiers (voir chapitre. 5.4.1). Les teneurs maximales fixées par la loi pour les substances étrangères ne s'appliquent cependant pas aux pêcheurs à la ligne qui consomment eux-mêmes leurs prises, sans les commercialiser. Pour la pêche à la ligne, il s'agit donc de garantir la protection sanitaire au moyen de recommandations concernant la consommation. Celles-ci devront faire la différence entre la dose admissible de PCDD/F et dl-PCB pour le groupe à risque (les jeunes filles et les femmes en âge de procréer, voir chapitre 1.2.2) et la dose admissible pour le groupe de population moins sensible (les femmes ménopausées et les hommes). Pour ce dernier, les effets toxiques pour le développement ne sont pas déterminants. Les autorités suédoises en charge de la sécurité alimentaire ont défini une DJA de 2 à 10 pg TEQ-OMS/kg PC/jour pour les effets n'affectant pas le développement (Hanberg et al. 2007). En ce qui concerne l'effet cancérigène potentiel des dioxines et des composés de type dioxine, le niveau de protection exigé est plus élevé pour les garçons et les adolescents de moins de

18 ans que pour les hommes adultes, leur contamination de base étant plus élevée et leur espérance de vie plus longue. La DJA la plus basse, soit 2 pg TEQ-OMS/kg PC/jour, correspond à la dose admissible définie par le CSAH pour le groupe de population sensible (DHA de 14 pg TEQ-OMS/kg PC/semaine) (CSAH 2001). Ainsi, la recommandation de ne pas manger de poisson présentant une concentration de PCDD/F et dl-PCB supérieure à 8 pg TEQ/g PF ne s'adresse pas seulement aux jeunes filles et aux femmes en âge de procréer mais aussi aux garçons et aux adolescents de moins de 18 ans. S'agissant des femmes ménopausées et des hommes, il faut au moins que le niveau de protection le plus bas, en d'autres termes la DJA la plus élevée de 10 pg TEQ-OMS/kg PC/jour, ne soit pas dépassé. Les recommandations de consommation découlant de ces considérations sont résumées dans le Tab. 21. Sur cette base, il est recommandé aux cantons d'interdire la pêche dans un lac ou un cours d'eau, ou dans l'un de ses tronçons, lorsque la concentration en PCDD/F et en dl-PCB d'une espèce ou d'un groupe de poissons dépasse la moyenne arithmétique de 25 pg TEQ-OMS/g PF (p. ex. au-delà d'un certain poids ou d'une certaine longueur).

Tab. 21 > Recommandations de consommation (consommation hebdomadaire maximale) en vue de limiter l'exposition de la population aux PCDD/F et aux dl-PCB liée à la consommation de poissons contaminés

Hypothèses posées pour le calcul: poids corporel: 70 kg, grandeur des portions: 150 g; contamination de base due à la consommation de denrées alimentaires (à l'exclusion du poisson): 2 pg TEQ-OMS/kg PC/jour; DJA: 2 à 10 pg TEQ-OMS/kg PC/jour

Plage de contamination (en pg TEQ-OMS/g PF)	Enfants et adolescents jusqu'à 18 ans ainsi que femmes en âge de procréer DJA 2 pg TEQ-OMS/kg PC/jour	Femmes ménopausées et hommes DJA 10 pg TEQ-OMS/kg PC/jour
< 4 Poisson du marché ainsi que poisson pêché personnellement	1 à 2 portions (260–300 g), dont une portion de poisson mi-gras ou gras	Respecter les recommandations générales concernant une alimentation optimale
4–8 Poisson du marché ainsi que poisson pêché personnellement	1 portion (130–150 g), ainsi qu'une portion de poisson mi-gras ou gras du marché	1,5 à 3 portions (250–490 g)
8–25 Consommation personnelle de poisson pêché personnellement	Renoncer à toute consommation (mise en garde)	Au maximum 0,5 à 1,5 portions (80–250 g)

5.4.3 Recommandations concernant l'information de la population par les autorités cantonales

Les cantons doivent informer les pêcheurs à la ligne afin que ceux-ci ainsi que leurs proches puissent contrôler et limiter, sous leur propre responsabilité, l'absorption de PCDD/F et de dl-PCB nocifs liée à la consommation de poissons contaminés. Cette information peut se faire, par exemple, par le biais d'une notice indiquant que, dans certains tronçons de cours d'eau, les poissons sont contaminés par des PCB et mentionnant les quantités maximales à consommer. Cette notice devra être délivrée à toutes les personnes concernées (par exemple lors de la remise du permis de pêche). Les cantons concernés publieront également sur Internet les informations concernant la contamination des poissons par les PCDD/F et les dl-PCB ainsi que, le cas échéant, des mises en garde et des recommandations de consommation. Cependant, en cas de très forte contamination de la faune piscicole par les PCDD/F et les dl-PCB (concentration

supérieure à 25 pg TEQ-OMS/g PF), les recommandations de consommation ne pourront pas protéger suffisamment les pêcheurs à la ligne concernés et leurs proches. Les cantons sont donc invités à limiter partiellement la pêche dans les eaux fortement contaminées (interdiction partielle pour les espèces ou les groupes de poissons présentant une forte contamination) ou à l'interdire complètement, en s'appuyant sur leurs bases légales en matière de protection de la santé publique. La DJA s'appliquant au groupe de population moins sensible ayant été fixée à 10 pg TEQ-OMS/kg PC/jour, il est recommandé d'interdire la pêche dans un lac ou un cours d'eau (ou dans l'un de ses tronçons) lorsque la contamination moyenne des poissons par les PCDD/F et les dl-PCB dépasse 25 pg TEQ-OMS/g PF.

Parallèlement aux risques liés à une absorption accrue de polluants tels que les PCDD/F, les PCB ou le mercure par le biais de la consommation de poisson, il y a également lieu de mentionner les avantages d'une alimentation comportant des substances bénéfiques pour la santé. Les acides gras polyinsaturés à longue chaîne oméga-3 (LC n-3 PUFA), les vitamines et les substances minérales, notamment, sont considérés comme étant bénéfiques pour la santé. L'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) a publié en 2005 une évaluation des bienfaits et des risques liés à la consommation de poisson (EFSA 2005a). Dans un rapport récent, la Commission fédérale de l'alimentation s'est également penchée sur la consommation de poisson et l'absorption de PCDD/F et de dl-PCB par les femmes enceintes ou allaitant leur enfant (Commission fédérale de l'alimentation 2008). Elle recommande aux femmes de consommer durant la grossesse et la période d'allaitement 1 à 2 portions de poisson, si possible gras et pauvre en méthylmercure, par semaine (p. ex. truite, sébaste, corégone, sardine, flétan blanc) et d'éviter le hareng ainsi que le saumon de la Baltique en raison de leur teneur trop élevée en dioxines et en composés de type dioxine.

5.5 **Recommandations en vue de combler les lacunes dans les connaissances concernant la pollution des eaux**

5.5.1 **Analyses de la contamination de la faune piscicole**

Comme indiqué au chapitre 2, la distribution des données disponibles concernant la contamination des poissons par les PCB et les PCDD/F en Suisse reflète de manière très inégale les différentes espèces indigènes. Les poissons analysés dans les cours d'eau étaient principalement des truites de rivière et d'autres salmonidés, ce qui comprend aisément, ces espèces étant les plus prisées par les consommateurs. On ne dispose que de très peu de résultats d'analyses pour la brème, la carpe, la vandoise et le chevaïne, qui sont des espèces moins appréciées et, en ce qui concerne la tanche, aucune mesure n'a été effectuée en Suisse. Ces espèces devront être mieux prises en compte lors de futures campagnes de mesures.

5.5.2 **Analyses de la contamination des sédiments**

Les sédiments sont un réservoir de PCB et de PCDD/F et constituent la principale source d'apports continus de ces polluants dans la chaîne alimentaire aquatique. Ils sont à l'origine de l'accumulation de ces substances lipophiles dans les organismes benthiques et les poissons vivant à proximité des sédiments (notamment les lottes de rivière, les barbeaux et les anguilles). Il est donc souhaitable que la base de données concernant la contamination des sédiments des rivières et des lacs suisses par les PCB et les PCDD/F soit étoffée.

Afin de disposer à l'avenir de résultats d'analyses de sédiments comparables et qui permettent une évaluation des processus de distribution et de la biodisponibilité, l'OFEV développera, en collaboration avec l'EMPA et l'EAWAG ainsi qu'avec les cantons intéressés, une méthode solide pour l'échantillonnage, la préparation des échantillons et l'analyse des sédiments, qui sera mise à la disposition des cantons et des laboratoires intéressés.

5.6 **Identification des sources ponctuelles inconnues d'émissions de PCB dans les eaux**

Les résultats des analyses des PCB dans les poissons et les échantillons de sédiments montrent que certains tronçons de cours d'eau, notamment la Sarine, de Posieux à Kleinbödingen dans le canton de Fribourg, et la Birse, de Choindez dans le canton du Jura jusqu'à son embouchure dans le Rhin près de Birsfelden dans le canton de Bâle-Campagne, présentent des contaminations élevées qui permettent de conclure à la présence d'une ou de plusieurs sources ponctuelles à proximité des cours d'eau. Alors que la cause de la pollution élevée de la Sarine par des PCB a pu être imputée à l'ancienne décharge de «La Pila», fermée en 1975 et située sur la commune de Haute-rive à proximité de la Sarine, on ne connaît pas encore la source responsable de la

pollution élevée de la Birse par les PCB. Se pose donc la question de savoir quelles sont les méthodes «diagnostiques» appropriées pour la recherche et l'identification des sources ponctuelles à proximité immédiate des bassins versants de cours d'eau. Des analyses d'échantillons de sédiments et d'eau peuvent être utiles pour localiser les sources directement responsables d'apports de PCB dans les eaux. Les possibilités et les limites des analyses de ce type doivent toutefois être étudiées de manière plus précise.

Les sources ponctuelles potentielles de PCB susceptibles d'être incriminées sont d'anciennes décharges et d'anciens sites de stockage de déchets de l'industrie et de l'artisanat, d'anciens sites d'entreprises industrielles et artisanales de production et de services dans des domaines particuliers (p. ex. fabrication d'installations électriques, usines électriques, stockage et traitement de ferraille, shredders, fabrication de peintures, de vernis et de produits d'étanchement de joints, entreprises de traitement des métaux). Certains cantons souhaitent que la Confédération les assiste dans leurs investigations concernant les sources ponctuelles de PCB. C'est pourquoi l'OFEV élaborera, en collaboration avec les cantons et des experts dans ce domaine, une vue d'ensemble aussi complète que possible des sources ponctuelles potentielles de PCB et mettra à la disposition des cantons un document d'aide à cet effet.

5.7 **Élimination de réservoirs connus de PCB dans les installations et les constructions**

Depuis le début de leur utilisation à des fins techniques, en 1929, et jusqu'à l'arrêt de leur production dans les pays occidentaux industrialisés dans les années 1980, quelque 1,5 million de tonnes de polychlorobiphényles (PCB) ont été produites à travers le monde. Bien qu'ils n'aient jamais été fabriqués en Suisse, les PCB ont été importés et utilisés dans différents produits en tant que mélanges techniques et composants. On ne connaît pas les quantités exactes de PCB introduites en Suisse, mais on estime que les quantités totales mises en circulation sont supérieures à 6000 tonnes (OFPE 1988; Müller 1994; Wegmann 2002). Il n'est pas possible de donner des informations précises concernant les quantités totales de PCB que l'on trouve encore en Suisse, car on ne dispose pas de données fiables et systématiques concernant la quantité totale importée ou la quantité de PCB encore contenue actuellement dans les bâtiments, les installations et appareils électrotechniques ainsi que dans d'autres équipements à longue durée de vie, ou concernant la quantité de PCB éliminés sur l'ensemble de la période considérée. Sur la base des résultats de diverses investigations concernant les PCB contenus dans les transformateurs et les condensateurs menées par les cantons, l'Office fédéral de l'environnement et l'industrie d'élimination des déchets, on peut néanmoins estimer la quantité totale de PCB encore présents aujourd'hui dans ces domaines d'application à quelques centaines de tonnes.

Les utilisations conséquentes de PCB qui ont été faites par le passé, et dont on retrouve encore aujourd'hui des quantités relativement importantes en Suisse, concernent les condensateurs pour la compensation d'énergie réactive, les grands appareils électriques et les ballasts de lampes fluorescentes (100 à 450 tonnes au total), les masses

d'étanchéité des joints dans les bâtiments et les ouvrages de génie civil (50 à 150 tonnes), ainsi que les revêtements anticorrosion de pylônes de lignes à haute tension, de ponts métalliques, de réservoirs de stockage et d'autres objets en acier (50 à 100 tonnes au total). Les transformateurs remplis à l'origine de milieux isolants contenant des PCB ont pour la plupart été éliminés; il ne reste donc que quelques tonnes de PCB dans ce domaine d'application. On ne connaît toutefois pas les quantités de PCB encore contenues actuellement dans d'anciens vernis et peintures.

La situation concernant les PCB dans les transformateurs et les grands condensateurs d'entreprises industrielles ayant des installations à haute tension est relativement bien connue. Ces équipements devaient en effet être notifiés aux autorités cantonales par leur propriétaire conformément à l'ordonnance sur les substances dangereuses (OSubst) et mis hors service pour le 31 août 1998. Certains cantons ont tenu un registre des transformateurs et des grands condensateurs contenant des PCB. En revanche, on ne sait que peu de choses sur les sources locales de PCB existant encore dans les condensateurs d'installations de compensation d'énergie réactive chez des utilisateurs de basse tension, dans de petits condensateurs, dans les bâtiments pourvus de joints d'étanchéité à élasticité permanente et dans les revêtements anticorrosion de grands objets en acier. Des sondages ponctuels effectués sur des constructions et des installations électriques permettent néanmoins de conclure qu'il existe des centaines, voire des milliers d'objets contenant des PCB sur le territoire national. C'est pourquoi, lors de transformations ou de rénovations de bâtiments datant de la période où des PCB étaient utilisés, ainsi que lors du remplacement des revêtements anticorrosion de grands objets en acier, il est nécessaire de déterminer au préalable l'éventuelle présence de PCB.

Des mesures supplémentaires s'avèrent nécessaires en ce qui concerne l'identification des sources de PCB dans les bâtiments, les installations électriques et les sites pollués, ainsi que la mise en œuvre des prescriptions existantes et l'application de règles techniques lors de travaux de construction et d'assainissement et lors de l'élimination des produits contenant des PCB. En tant qu'Etat partie à la Convention de Stockholm sur les POP, la Suisse s'est engagée à poursuivre ses efforts afin d'éliminer complètement les PCB et à présenter à intervalles réguliers un rapport sur la situation. En collaboration avec les cantons et les secteurs concernés, la Confédération examinera les mesures nécessaires et proportionnées afin de réaliser cet objectif et veillera à ce qu'elles soient mises en œuvre (Le Parlement suisse: Curia Vista – Objets parlementaires 2009).

> Index

Liste des abréviations

Afssa

Agence française de sécurité sanitaire des aliments

ASE

extraction accélérée par solvants (accelerated solvent extraction)

BCF

facteur de bioconcentration

CIPR

Commission internationale pour la protection du Rhin

Cmax

concentration maximale de dioxines et de PCB de type dioxine admise dans le poisson selon l'OSEC (8 pg TEQ-OMS/g PF ou 12 pg TEQ-OMS/g PF pour l'anguille). Ces valeurs concordent avec les teneurs maximales admises dans l'UE.

Congénère

composé appartenant à une classe de substances ayant une même structure chimique de base (p. ex. PCB, PCDD, PCDF), se caractérisant par le nombre et la position des substituants chlore

CSAH

Comité scientifique de l'alimentation humaine de la Commission européenne (Scientific Committee on Food)

DFI

Département fédéral de l'intérieur

DHA

dose hebdomadaire admissible, en pg TEQ-OMS/kg PC

DJA

dose journalière admissible, en pg TEQ-OMS/kg PC/jour

dl-PCB

PCB de type dioxine (dioxin-like PCB), également désignés dans la littérature spécialisée par le terme de PCB coplanaires (PCB 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169 et 189)

DMAP

dose mensuelle admissible provisoire, en pg TEQ-OMS/kg PC

DS

écart type (déviati on standard)

EFSA

Autorité européenne de sécurité des aliments (European Food Safety Authority)

EROD

éthoxyrésorufine-O-dééthylase

FAO

Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (Food and Agriculture Organization)

GC-MS

chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse

HRMS

spectrométrie de masse haute résolution (high resolution mass spectrometry)

i-PCB

PCB indicateurs (PCB 28, 52, 101, 138, 153 et 180, ou somme des valeurs de ceux-ci)

JECFA

Comité mixte d'experts des additifs alimentaires de la FAO et de l'OMS (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives)

IUPAC

International Union of Pure and Applied Chemistry

K_{ow}

coefficient de partage octanol / eau

OC

carbone organique (organic carbon)

OFEV

Office fédéral de l'environnement

OFSP

Office fédéral de la santé publique

OMS

Organisation mondiale de la Santé

OSEC

ordonnance sur les substances étrangères et les composants (ordonnance du DFI sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires)

PC

poids corporel

PCB

polychlorobiphényles (biphényles polychlorés)

PCDDdibenzo-*p*-dioxines polychlorées (polychlorodibenzo-*p*-dioxines)**PCDD/F**dibenzo-*p*-dioxines et dibenzofuranes polychlorés; communément désignés par le terme de «dioxines»**PCDF**

dibenzofuranes polychlorés (polychlorodibenzofuranes)

PF

poids frais

pgpicogramme (1 pg = 10⁻¹² g = 0,000 000 000 001 g)**POP**

polluants organiques persistants

Récepteur Ah (AhR)

aryl hydrocarbon receptor; protéine du cytosol des cellules des vertébrés participant à la régulation de l'activité des gènes en tant que facteur de transcription. Après liaison du congénère de PCDD/F ou de dl-PCB au récepteur Ah et séparation d'autres protéines associées à celui-ci, le complexe formé par le récepteur et la dioxine migre dans le noyau où il se lie à l'ADN et induit l'activation de la transcription, ce qui a pour effet d'augmenter l'expression de protéines très diverses, notamment l'enzyme cytochrome P450 1A1.

SACN

Comité scientifique consultatif sur la nutrition du Royaume-Uni (Scientific Advisory Committee on Nutrition)

SS

substance sèche

TEF

facteur d'équivalence toxique (toxicity equivalent factor)

Teneur maximale admise dans l'UE

8 pg TEQ-OMS/g PF, ou 12 pg TEQ-OMS/g PF pour l'anguille. Ces valeurs concordent avec les concentrations maximales en vigueur en Suisse.

TEQ

équivalent toxique ou concentration en équivalents toxiques (toxic equivalent quantity), obtenu(e) en additionnant les concentrations mesurées des différents congénères de PCDD et de PCDF, ou des PCDD, des PCDF et des dl-PCB, multipliées par les TEF-OMS correspondants

TEQ-OMS

TEQ proposé par l'OMS pour les PCDD, les PCDF et les dl-PCB (van den Berg et al. 1998)

Espèces de poissons et de crustacés

Nom français	Nom scientifique
alose feinte	<i>Alosa agone</i>
anguille	<i>Anguilla anguilla</i>
barbeau	<i>Barbus barbus</i>
bondelle (corégone)	<i>Coregonus macrophthalmus</i>
brème, brème franche	<i>Abramis brama</i>
brochet	<i>Esox lucius</i>
carpe	<i>Cyprinus carpio</i>
chevaine, chevesne	<i>Leuciscus cephalus</i>
corégone	<i>Coregonus sp.</i>
corégone (Albock)	<i>Coregonus fatioi</i>
corégone (Brienzig)	<i>Coregonus albellus</i>
écrevisse américaine	<i>Orconectes limosus</i>
écrevisse signal, écrevisse de Californie	<i>Pacifastacus leniusculus</i>
gardon	<i>Rutilus rutilus</i>
lotte de rivière	<i>Lota lota</i>
omble chevalier	<i>Salvelinus alpinus</i>
ombre, ombre commun	<i>Thymallus thymallus</i>
perche, perche commune	<i>Perca fluviatilis</i>
rotengle, gardon rouge	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
sandre	<i>Sander lucioperca</i>
saumon de fontaine, omble de fontaine	<i>Salvelinus fontinalis</i>
tanche	<i>Tinca tinca</i>
truite arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
truite de rivière	<i>Salmo trutta fario</i>
truite des lacs canadiens, omble d'Amérique	<i>Salvelinus namaycush</i>
truite lacustre	<i>Salmo trutta lacustris</i>
vandoise	<i>Leuciscus leuciscus</i>

Figures

Fig. 1	Formules développées des PCDD, des PCDF et des PCB	13		
Fig. 2	PCDD, PCDF et dl-PCB ayant un mécanisme d'action similaire à celui des dioxines	14		
Fig. 3	PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant de la Birse et de son bassin versant ainsi que de la Birsig et de l'Érgolz	28		
Fig. 4	PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant du Doubs et de ses affluents du Jura (Allaine et Vendline)	29		
Fig. 5	PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant de cours d'eau du Jura neuchâtelois (Areuse, Seyon) et du lac de Neuchâtel	30		
Fig. 6	PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant de l'Aar et de son bassin versant, à l'exclusion de la Sarine	31		
Fig. 7	PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant de la Sarine et de son bassin versant	32		
Fig. 8	PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant de la Sarine et de son bassin versant, par espèce	33		
Fig. 9	PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant du lac Léman	35		
Fig. 10	PCDD/F et dl-PCB dans des poissons (exemplaires uniques) prélevés dans le lac Léman en 2007/2008	35		
Fig. 11	PCDD/F et dl-PCB dans des poissons prélevés dans le Rhône près de Verbois (spécimens isolés)	36		
Fig. 12	Corrélation entre le taux de matière grasse et les PCDD/F et dl-PCB dans des poissons prélevés dans le Rhône près de Verbois (GE)	37		
Fig. 13	PCDD/F et PCB dans les poissons provenant d'eaux du canton de Vaud	39		
			Fig. 14	
			Profil de distribution des 6 i-PCB dans des truites de rivière provenant de la Venoge (échantillons n° 716 à 724 de la campagne réalisée entre 1990 et 1993) par rapport au profil moyen usuel de 38 truites de rivière provenant des cantons de GE, VD et VS	40
			Fig. 15	
			PCDD/F et dl-PCB dans des truites de rivière, un brochet (B) et une truite arc-en-ciel (T) provenant d'élevages et de rivières du Valais	41
			Fig. 16	
			PCDD/F et dl-PCB dans des poissons prélevés dans le Rhin et le lac de Constance à partir de 2001	43
			Fig. 17	
			i-PCB dans des poissons provenant du Rhin et du lac de Constance	44
			Fig. 18	
			PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant de cours d'eau et de lacs du canton de Zurich	45
			Fig. 19	
			PCDD/F et dl-PCB dans des échantillons composites de poissons provenant d'eaux de Suisse orientale	46
			Fig. 20	
			i-PCB, rapportés au poids frais, dans des poissons prélevés dans l'Inn et dans son bassin versant en Engadine en 1996 et en 2004	47
			Fig. 21	
			PCDD/F, dl-PCB et i-PCB dans des poissons prélevés dans l'Inn en 2004 (échantillons composites)	48
			Fig. 22	
			i-PCB, rapportés au poids frais, dans des poissons provenant des eaux du bassin versant du lac Majeur et du lac de Lugano dans le canton du Tessin	49
			Fig. 23	
			Evolution des teneurs en PCB dans différentes espèces provenant du lac Majeur (avec indication de l'écart type)	50
			Fig. 24	
			PCDD/F et dl-PCB dans des poissons provenant de lacs du Plateau suisse	51
			Fig. 25	
			i-PCB dans des poissons prélevés dans des lacs de montagne des cantons du Tessin et des Grisons	52

Fig. 26 PCDD/F, dl-PCB et i-PCB dans des poissons prélevés dans des lacs de montagne du canton des Grisons	53	Tab. 7 dl-PCB dans les sédiments prélevés dans des cours d'eau suisses (en pg TEQ-OMS/g SS)	57
Fig. 27 Contamination des sédiments de la Birse et de ses affluents par les PCB.	55	Tab. 8 Concentrations de PCB (somme de 6 i-PCB) dans des sédiments, mesurées dans différentes eaux d'autres pays (en ng/g SS) – Valeurs comparatives tirées de la littérature	58
Fig. 28 Distribution de la concentration des dl-PCB et des PCDD/F, ainsi que des i-PCB, dans des échantillons de sédiments prélevés dans la Birse dans le canton de Bâle-Campagne	56	Tab. 9 Teneurs en PCB (somme de 6 i-PCB) dans des échantillons d'eau provenant de cours d'eau et de décharges suisses (en ng/l)	59
Fig. 29 Effets toxiques des PCB en fonction de la concentration et de la durée d'exposition	64	Tab. 10 Concentrations à partir desquelles se manifestent des effets toxiques des PCB chez les poissons	67
Fig. 30 Mesures recommandées	82	Tab. 11 Concentrations à partir desquelles se manifestent des effets négatifs des PCB chez les loutres	70
Fig. 31 Schéma du principe consistant à tenir à l'écart du marché les éléments les plus contaminés d'un groupe de denrées alimentaires au lieu de fixer une Cmax générale	85	Tab. 12 Evaluation du risque de contamination des loutres par les PCB	71
Tableaux		Tab. 13 Dose totale moyenne de PCDD/F et de dl-PCB absorbée par des adultes dans différents pays	74
Tab. 1 Classification des eaux suisses en fonction de la contamination actuelle des poissons par les PCB	10	Tab. 14 Estimation de la dose moyenne de PCDD/F et de dl-PCB absorbée au Royaume-Uni en 2001, par groupe d'âge	74
Tab. 2 PCDD, PCDF et dl-PCB avec leurs facteurs d'équivalence toxique selon l'OMS (1998), et i-PCB	16	Tab. 15 Rendement de pêche dans des eaux dans lesquelles certaines espèces de poissons présentent une contamination accrue par les PCB	75
Tab. 3 Propriétés des PCB importantes du point de vue environnemental	17	Tab. 16 Estimation de l'exposition des pêcheurs à la ligne pêchant dans des eaux polluées	76
Tab. 4 Dose absorbée admissible de PCDD/F et de dl-PCB selon l'évaluation du risque faite par des groupes d'experts internationaux	20	Tab. 17 Classification des poissons indigènes selon leur teneur en matière grasse	79
Tab. 5 Facteurs de conversion pour le calcul des valeurs estimatives de la somme des concentrations de dl-PCB et de 6 i-PCB	27	Tab. 18 Situations découlant de l'évaluation globale de la contamination des poissons d'un cours d'eau ou d'un lac par les PCB	80
Tab. 6 PCB (somme de 6 i-PCB) dans des sédiments prélevés dans des cours d'eau et des lacs suisses (en ng/g SS)	57	Tab. 19 Situations pouvant se présenter après une investigation de détail dans le cas de groupes de poissons contaminés à des degrés divers provenant d'eaux polluées par des PCB	82

Tab. 20

Concentrations maximales pour les PCDD/F ainsi que pour les PCDD/F et les dl-PCB selon l'ordonnance du DFI sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires, valeurs en accord avec les teneurs maximales fixées par l'UE 83

Tab. 21

Recommandations de consommation (consommation hebdomadaire maximale) en vue de limiter l'exposition de la population aux PCDD/F et aux dl-PCB liée à la consommation de poissons contaminés 86

Bibliographie

Adams B.A., Cyr D.G., Eales J.G. 2000: Thyroid hormone deiodination in tissues of American plaice, Hippoglossoides platessoides: characterization and short-term responses to polychlorinated biphenyls (PCBs) 77 and 126. *Comp. Biochem. Physiol. C Pharmacol. Toxicol. Endocrinol.* 127: 367–378.

Allen-Gil S.M., Gubala C.P., Wilson R., Landers D. H., Wade T.L., Sericano J.L., Curtis L.R. 1997: Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments and biota from four US Arctic lakes. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33: 378–387.

Andersson P.L., Berg A.H., Bjerselius R., Norrgren L., Olsèn H., Olsson P.-E., Örn S., Tysklind M. 2001: Bioaccumulation of selected PCBs in zebrafish, three-spined stickleback, and Arctic char after three different routes of exposure. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40: 519–530.

Arkoosh M.R., Cassillas E., Clemons E., McCain B., Varanasi U. 1991: Suppression of immunological memory in juvenile chinook salmon («*Oncorhynchus tshawytscha*») from an urban estuary. *Fish Shellfish Immunol.* 1: 261–278.

Arkoosh M.R., Clemons E., Myers M., Cassillas E. 1994: Suppression of B-cell immunity in juvenile chinook salmon («*Oncorhynchus tshawytscha*») after exposure to either polycyclic aromatic hydrocarbon or to polychlorinated biphenyls. *Immunopharmacol. Immunotoxicol.* 16: 293–314.

Aulerich R.J., Bursian S.J., Breslin W.J., Olson B.A., Ringer R.K. 1985: Toxicological manifestation of 2,4,5,2',4',5'-, 2,3,6,2',3',6'-, and 3,4,5,3',4',5'-hexachlorobiphenyl and Arochlor 1254 in mink. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 15: 393–399.

Aulerich R.J., Ringer R.K. 1977: Current status of PCB toxicity to mink, and effect on their reproduction. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 6: 279–292.

Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) 2004: Colloque scientifique de l'EFSA. Rapport succinct. Dioxins. Methodologies and principles for setting tolerable intake levels for dioxins, furans and dioxin-like PCBs. 28–29 juin 2004. Bruxelles. www.efsa.europa.eu/en/science/colloquium_series/no1_dioxins.html

Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) 2005a: Avis du groupe scientifique sur les contaminants de la chaîne alimentaire (CONTAM) relatif à l'évaluation de la sécurité du poisson sauvage et d'élevage. www.efsa.europa.eu/EFSA/efsa_locale-1178620753816_1178620762697.htm (en anglais, avec résumé en français)

Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA) 2005b: Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the Commission related to the presence of non dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCB) in feed and food. *The EFSA Journal* 284, 1–137.

Baars A.J., Bakker M.I., Baumann R.A., Boon P.E., Freijer J.I., Hoogenboom L.A.P., Hoogerbrugge R., van Klaveren J.D., Liem A.K.D., Traag W.A., De Vries J. 2004: Dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs: Occurrence and dietary intake in the Netherlands. *Toxicol. Lett.* 151: 51–61.

Barron M.G., Anderson M., Beltman D., Podrabsky T., Walsh W., Cacula D., Lipton J., Teh S.J., Hinton D.E., Zelikoff J.T., Dikkeboom A.L., Lasee B.A., Woolley S.K., Tillitt D.E., Holey M., Bouchard P., Denslow N. 2000: Association between PCBs, Liver Lesions, and Biomarker Responses in Adult Walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) Collected from Green Bay, Wisconsin. *J. Great Lakes Res.* 3: 156–170.

Behrens A., Segner H. 2005: Cytochrome P4501A induction in brown trout exposed to small streams of an urbanised area: results of a five-year-study. *Environ. Pollut.* 136: 231–242.

Berglund O., Larsson P., Ewald G., Okla L. 2000: Bioaccumulation and differential partitioning of polychlorinated biphenyls in freshwater, planktonic food webs. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.* 57: 1160–1168.

Berglund O., Larsson P., Ewald G., Okla L. 2001: Influence of trophic status on PCB distribution in lake sediments and biota. *Environ. Pollut.* 113: 199–210.

Biessmann A. 1982: Effects of PCBs on gonads, sex hormone balance and reproductive processes of Japanese quail, «*Coturnix japonica*», after ingestion during sexual maturation. *Environ. Pollut.* 27: 15–30.

Binelli A., Bacchetta R., Vailati G., Galassi S., Provini A. 2001: DDT contamination in Lake Maggiore (N.Italy) and effects on zebra mussel spawning. *Chemosphere* 45: 409–415.

Binelli A., Ricciardi F., Provini A. 2004: Present status of POP contamination in Lake Maggiore (Italy). *Chemosphere* 57: 27–34.

- Binnemann P.H., Sandmeyer U., Schmuck E. 1983: Gehalte an Schwermetallen, Organochlorpesticiden, PCB und flüchtigen Organohalogenverbindungen in Fischen des Hochrheins, Oberrheins und Bodensees. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.* 176: 253–261.
- Bird D.M., Tucker P., Fox G.A., Laguë P.C. 1983: Synergistic effects of Aroclor 1254 and Mirex on the semen characteristics of American kestrels. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 12: 633–640.
- Blom S., Förlin L. 1997: Effects of PCB on xenobiotic biotransformation enzyme activities in the liver and 21-hydroxylation in the head kidney of juvenile rainbow trout. *Aquat. Toxicol.* 39: 215–230.
- Blus L.J., Henny C.J. 1997: Field studies on pesticide and birds: Unexpected and unique relations. *Ecol. Applic.* 7: 1125–1132.
- Bogdal C., Naef M., Schmid P., Kohler M., Zennegg M., Bernet D., Scheringer M., Hungerbühler K. 2009: Unexplained gonad alterations in whitefish (*Coregonus* spp.) from Lake Thun, Switzerland: Levels of persistent organic pollutants in different morphs. *Chemosphere* 74: 434–440.
- Boon J.P., Eijgenraam F., Everaarts J.M., Duinker J.C. 1989: A structure-activity relationship (SAR) approach towards metabolism of PCBs in marine animals from different trophic levels. *Marine Environ. Res.* 27: 159–176.
- Braune B., Muir D., DeMarch B., Gamberg M., Poole K., Currie R., Dodd M., Duschenko W., Eamer J., Elkin B., Evans M., Grundy S., Hebert C., Johnstone R., Kidd K., Koenig B., Lockhart L., Marshall H., Reimer K., Sanderson J., Shutt L. 1999: Spatial and temporal trends of contaminants in Canadian Arctic freshwater and terrestrial ecosystems: A review. *Sci. Total Environ.* 230: 145–207.
- Broekhuizen S., de Ruiter-Dijkman E. 1988: Otters met PCBs: de zeehondjes van het zoete water. *Lutra* 31: 17.
- Brown S.B., Evans R.E., Vandenbyllardt L., Finnson K.W., Palace V.P., Kane A.S., Yarechewski A.Y., Muir D.C.G. 2004: Altered thyroid status in lake trout (*Salvelinus namaycush*) exposed to co-planar 3,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl. *Aquat. Toxicol.* 67: 75–85.
- Brown S.B., Fisk A.T., Brown M., Vilella M., Muir D.C.G., Evans R.E., Lockhart W.L., Metner D.A., Cooley H.M. 2002: Dietary accumulation and biochemical responses of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to 3,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl (PCB 126). *Aquat. Toxicol.* 59: 139–152.
- Bruggeman W.A., Opperhuizen A., Wijnbenga A., Hutzinger O. 1984: Bioaccumulation of super-lipophilic chemicals in fish. *Toxicol. Environ. Chem.* 7: 173–189.
- Brunström B., Olsson M., Roos A. 1998: 2,3,7,8-TCDD equivalent concentrations in livers from Swedish otters determined with a bioassay. *Organohal. Comp.* 39: 149–151.
- Buckman A.H., Brown S.B., Hoekstra P.F., Solomon K.R., Fisk A.T. 2004: Toxicokinetics of three polychlorinated biphenyl technical mixtures in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol. Chem.* 23: 1725–1736.
- Campfens J., Mackay D. 1997: Fugacity-based model of PCB bioaccumulation in complex aquatic food web. *Environ. Sci. Technol.* 32: 577–583.
- Carlsen E., Giwercman A., Keiding N., Shakkebaek N.E. 1992: Evidence for decreasing quality of semen during past 50 years. *Br. Med. J. (Clin. Res. Ed.)* 31: 577–583.
- Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) 1997: IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Polychlorinated dibenzo-para-dioxins and polychlorinated dibenzofurans. www.inchem.org/documents/iarc/vol69/dioxin.html ou <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol69/mono69.pdf> (en anglais, avec résumé en français).
- Ceschi M., De Rossa M., Jäggi M. 1996: Contaminanti organici, inorganici e radionuclidi nell'ittiofauna dei laghi Ceresio e Verbano (bacini Svizzeri). *Mitt. Lebensmittelunters. Hyg.* 87: 189–211.
- Christensen H., Heggberget T.M. 1995: Polychlorinated biphenyl (PCB) residues and reproductive performance in Norwegian coastal otters «Lutra lutra» L. Department of Zoology. Thesis, University of Trondheim, Norway, Trondheim.
- CITAC/EURACHEM 2002: Guide to Quality in Analytical Chemistry – An Aid to Accreditation. www.eurachem.org/
- Clark K.E., Niles L.J., Stansley W. 1998: Environmental contaminants associated with reproductive failure in bald eagle («*Haliaeetus leucocphalus*») eggs in New Jersey. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 62: 247–254.
- Comité mixte d'experts des additifs alimentaires de la FAO et de l'OMS (JECFA) 2002: Polychlorinated dibenzodioxins, polychlorinated dibenzofurans, and coplanar polychlorinated biphenyls. WHO Food Additives Series: 48. www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v48je20.htm
- Comité scientifique de l'alimentation humaine de la Commission européenne (CSAH) 2001: Opinion of the Scientific Committee on Food on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food. Update based on new scientific information available since the adoption of the SCF opinion of 22 November 2000. http://ec.europa.eu/food/fs/sc/scf/out90_en.pdf

Commission européenne (CE) 2006a: Règlement (CE) n° 199/2006 de la Commission du 3 février 2006 modifiant le règlement (CE) n° 466/2001 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires, en ce qui concerne les dioxines et les PCB de type dioxine. Journal officiel de l'Union européenne L 32, 34–38. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:032:0034:0038:FR:PDF>

Commission européenne (CE) 2006b: Règlement (CE) n° 1881/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. Journal officiel de l'Union européenne L 364, 5–24. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/fr/oj/2006/l_364/l_36420061220fr00050024.pdf

Commission européenne (CE) 2006c: Règlement (CE) n° 1883/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 portant fixation des méthodes de prélèvement et d'analyse d'échantillons utilisées pour le contrôle officiel des teneurs en dioxines et en PCB de type dioxine de certaines denrées alimentaires. Journal officiel de l'Union européenne L 364, 32–43. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/fr/oj/2006/l_364/l_36420061220fr00320043.pdf

Commission européenne (CE) 2007: Communication de la Commission du 10 juillet 2007 sur la mise en œuvre de la stratégie communautaire concernant les dioxines, les furannes et les polychlorobiphényles – Deuxième rapport d'activité 2007: 396 – Journal officiel C 191 du 17.8.2007. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2007:0396:FIN:FR:PDF>

Commission fédérale de l'alimentation 2008: Rapport rédigé par un groupe d'experts de la Commission fédérale de l'alimentation. Recommandations concernant l'alimentation durant la grossesse et la période d'allaitement / Quels sont les risques pour la mère et l'enfant? (rapport d'experts en allemand). www.bag.admin.ch/themen/ernaehrung_bewegung/05207/05217/index.html?lang=fr

Crine J.-P. (Ed.) 1988: Hazards, Decontamination and Replacement of PCB – A Comprehensive Guide. Plenum Press, New York.

da Costa E.G., Curtis L.R. 1995: Bioaccumulation of dietary 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl and induction of hepatic arylhydrocarbon hydroxylase in rainbow trout («*Oncorhynchus mykiss*»). Environ. Toxicol. Chem. 14: 1711–1717.

Dabrowska H., Fisher S.H., Dabrowski K., Staubus A.E. 1999: Dietary uptake efficiency of 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl in yellow perch and rainbow trout: role of dietary and body lipids. Environ. Toxicol. Chem. 18: 938–945.

Darnerud P.O., Atuma S., Aune M., Bjerselius R., Glynn A., Grawe K.P., Becker W. 2006: Dietary intake estimations of organohalogen contaminants (dioxins, PCB, PBDE and chlorinated pesticides, e.g. DDT) based on Swedish market basket data. Food Chem. Toxicol. 44: 1597–1606.

Den Boer M.H. 1984: Reproduction decline of harbour seals: PCBs in food and their effect on mink. Annual report. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum, The Netherlands: pp. 77–86.

Denker E. 1996: Untersuchungen zur PCB-Belastung verschiedener Trophiestufen in der Nordsee bei Helgoland unter besonderer Berücksichtigung der einzelnen PCB-Kongenerne. Thèse, Université de Hanovre, Hanovre.

Département fédéral de l'intérieur (DFI) 1995: Ordonnance du DFI du 26 juin 1995 sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires (ordonnance sur les substances étrangères et les composants, OSEC), RS 817.021.23. www.admin.ch/ch/fr/rs/c817_021_23.html.

Département fédéral de l'intérieur (DFI) 2008: Ordonnance du DFI sur les substances étrangères et les composants dans les denrées alimentaires (ordonnance sur les substances étrangères et les composants, OSEC), modification du 26 novembre 2008. Recueil officiel du droit suisse, n° 50, 16 décembre 2008, page 6027. www.admin.ch/ch/fr/as/2008/6027.pdf

Drouillard K.G., Fernie K.J., Smits J.E., Bortolotti G.R., Bird D.M., Norstrom R.J. 2001: Bioaccumulation and toxicokinetics of 42 polychlorinated biphenyl congeners in American kestrels («*Falco sparverius*»). Environ. Toxicol. Chem. 20: 2514–2555.

Duffy J.E., Zelikoff J.T. 2006: The relationship between noncoplanar PCB-induced immunotoxicity and hepatic CYP1A induction in a fish model. J. Immunotoxicol. 3: 39–47.

Duursma E.K., Nieuwenhuize J., Van Liere J.M. 1989: Polychlorinated biphenyl equilibria in an estuarine system. Sci. Total Environ. 79: 141–155.

EELREP 2005: Estimation of the reproduction capacity of European eel. Quality of Life and Management of Living Resources. EELREP, Final Report. Period: 1 Nov 2001–31 Jan 2005: (www.fishbiology.net/eelrepsum.html www.fishbiology.net/eelrepsum.html) Leiden University, Institute Biology Leiden, The Netherlands.

Eichner M. 1973: Über Rückstandsbestimmungen von chlorierten Insecticiden und polychlorierten Biphenylen in Fischen des Bodensees, des Oberrheins und dessen Zuflüssen sowie in diesen Gewässern. Z. Lebensm. Unters. Forsch. 151: 376–383.

- Elliott J.E., Henny C.J., Harris M.L., Wilson L.K. 1999: Chlorinated hydrocarbons in livers of American mink («*Mustela vison*») and river otter («*Lutra canadensis*») from the Columbia and Fraser River Basin, 1990–1992. *Environ. Monit. Assess.* 57: 229–252.
- Elmeros M., Leonards P. 1994: Aspects of PCB levels in Danish Otters («*Lutra lutra*») and notes on levels in Stone Martens («*Martes foina*»). *IUCN Otter Spec. Group Bull.* 10: 34–40.
- Evans M.S., Muir D., Lockhart W.L., Stern G., Ryan M., Roach P. 2005: Persistent organic pollutants and metals in the freshwater biota of the Canadian Subarctic and Arctic: An overview. *Sci. Total Environ.* 351–352, 94–147.
- Fattore E., Fanelli R., Turrini A., di Domenico A. 2006: Current dietary exposure to polychlorodibenzo-p-dioxins, polychlorodibenzofurans, and dioxin-like polychlorobiphenyls in Italy. *Mol. Nutr. Food Res.* 50: 915–921.
- Fernández M.A., Gómara B., Bordajandi L.R., Herrero L., Abad E., Abalos M., Rivera J., González M.J. 2004: Dietary intakes of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in Spain. *Food Addit. Contam.* 21: 983–991.
- Fernie K.J., Smits J.E., Bortolotti G.B., Bird D.M., 2001a. In ovo exposure to polychlorinated biphenyls: Reproductive effects on second-generation American kestrels. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40: 544–550.
- Fernie K.J., Smits J.E., Bortolotti G.B., Bird D.M., 2001b. Reproductive success of American kestrels exposed to dietary polychlorinated biphenyls. *Environ. Toxicol. Chem.* 20: 776–781.
- Fillmann G., Readman J.W., Tolosa I., Bartocci J., Villeneuve J.P., Cattini C., Mee L.D. 2002: Persistent organochlorine residues in sediments from the Black Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 44: 122–133.
- Fisk A.T., Norstrom R.J., Cymbalisty C.D., Muir D.C.G. 1998: Dietary accumulation and depuration of hydrophobic organochlorines: Bioaccumulation parameters and their relationship with the octanol/water partition coefficient. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 951–961.
- Focant J.F., Eppe G., Pirard C., Massart A.C., André J.E., De Pauw E. 2002: Levels and congener distributions of PCDDs, PCDFs and non-ortho PCBs in Belgian foodstuffs: Assessment of dietary intake. *Chemosphere* 48: 167–179.
- Foster E.P., Vrolijk N.H., Chen T.T., Curtis L.R. 1998: Interaction of 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl with hepatic cytochrome P-450 in rainbow trout («*Oncorhynchus mykiss*»). *J. Toxicol. Environ. Health* 53: 313–325.
- Fox G.A., Donald T. 1980: Organochlorine pollutants, nest-defense behavior and reproductive success in merlins. *Condor* 82: 81–84.
- Fox G.A., Gilman A.P., Peakall D.B., Anderka F.W. 1978: Behavioral abnormalities of nesting Lake Ontario herring gulls. *J. Wildl. Manage.* 42: 477–483.
- Fox K., Zauke G.P., Butte W. 1994: Kinetics of bioconcentration and clearance of 28 polychlorinated biphenyl congeners in zebrafish («*Brachydanio rerio*»). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 28: 99–109.
- Friedman M., Griffith F., Woods S. 1977: Pathologic analysis of mink mortality in New England mink. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 5: 457–469.
- Fyfe R.W., Risebrough R.W., Walker I.I.W. 1976: Pollutant effects on the reproduction of the prairie falcons and merlins of the Canadian prairies. *Can. Field Nat.* 90: 346–355.
- Ghosh S., Thomas P. 1995: Antagonistic effects of xenobiotics on steroid-induced final maturation of Atlantic croaker oocytes in vitro. *Marine Environ. Res.* 39: 159–163.
- Gilbert N.L., Cloutier M.-J., Spear P.A. 1995: Retinoic acid hydroxylation in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and the effect of a coplanar PCB, 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl. *Aquat. Toxicol.* 32: 177–187.
- Gobas F.A.P.C., McCorquodale J.R., Haffner G.D. 1993: Intestinal absorption and biomagnification of organochlorines. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 567–576.
- Goksøyr A., Beyer J., Egaas E., Grøsvik B.E., Hylland K., M., S., Skaare J.U. 1996: Biomarker responses in flounder (*Platichthys flesus*) and their use in pollution monitoring. *Mar. Pollut. Bull.* 33: 36–45.
- Goldstein J.A., Safe S. 1989: Mechanism of action and structure-activity relationships for the chlorinated dibenzo-p-dioxins and related compounds. In: Kimbrough R.D., Jensen A.A. (Ed.), *Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products* 2nd Ed. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands: pp. 239–293.
- Gooch J.W., Elskus A.A., Kloepper-Sams P.J., Hahn M.E., Stegeman J.J. 1989: Effects of «ortho»- and non-«ortho»-substituted polychlorinated biphenyl congeners on the hepatic monooxygenase system in scup («*Stenotomus chrysops*»). *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 98: 422–433.
- Grinwis G.C.M., Besselink H.T., van den Brandhof E.J., Bulder A.S., Engelsma M.Y., Kuiper R.V., Wester P.W., Vaal M.A., Vethaak A.D., Vos J.G. 2000: Toxicity of TCDD in European flounder (*Platichthys flesus*) with emphasis on histopathology and cytochrome P450 1A induction in several organ systems. *Aquat. Toxicol.* 50: 387–401.
- Guruge K.S., Tanabe S. 1997: Congener specific accumulation and toxic assessment of polychlorinated biphenyls in common cormorants, «*Phalacrocorax carbo*», from Lake Biwa, Japan. *Environ. Pollut.* 96: 425–433.

- Hanberg A., Öberg M., Sand S., Darnerud P.O., Glynn A. 2007: Risk assessment of non-developmental health effects of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and dioxin-like polychlorinated biphenyls in food. Rapport 11–2007. www.slv.se/upload/dokument/rapporter/kemiska/2007_livsmedelsverket_11_risk_assessment.pdf
- Heaton S.N., Bursian S.J., Giesy J.P., Tillitt D.E., Render J.A., Jones P.D., Verbrugge D.A., Kubiak T.J., Aulerich R.J. 1995: Dietary exposure of mink to carp from Saginaw Bay I. Effects on reproduction and survival and potential risks to wild mink populations. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 28: 334–343.
- Helder T. 1980: Effects of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) on early life stages of the pike («Esox lucius» L.). Sci. Total Environ. 14: 255–264.
- Henriksen E.O., Gabrielsen G.W., Trudeau S., Wolkers H., Sagerup K., Skaare J.U. 2000: Organochlorines and possible biochemical effects in glaucous gulls («Larus hyperboreus») from Bjørnøya, the Barents Sea. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 38: 234–243.
- Hoffman D.J., Melancon M.J., Klein P.N., Rice C.P., Eisemann J.D., Hines R.K., Spann J.W., Pendleton G.W. 1996: Developmental toxicity of PCB 126 (3,3',4,4',5-pentachloro-biphenyl) in nestling American kestrels («Falco sparverius»). Fundam. Appl. Toxicol. 34: 188–200.
- Honnen W., Rath K., Schlegel T., Schwinger A., Frahe D. 2001: Chemical analyses of water, sediment and biota in two small streams in southwest Germany. J. Aquat. Ecosys. Stress Rec. 8: 195–213.
- Hontela A., Dumont P., Duclos D., Fortin R. 1995: Endocrine and metabolic dysfunction in yellow perch («Perca flavescens») exposed to organic contaminants and heavy metals in the St. Lawrence river. Environ. Toxicol. Chem. 14: 725–731.
- Hontela A., Rasmussen J.B., Audet C., Chevalier G. 1992: Impaired cortisol stress response in fish from environments polluted by PAHs, PCBs and mercury. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 22: 278–283.
- Isosaari P., Pajunen H., Vartiainen T. 2002: PCDD/F and PCB history in dated sediments of a rural lake. Chemosphere 47: 575–583.
- Jeffries D.J. 1967: The delay in ovulation produced by pp-DDT and its possible significance in the field. Ibis 109: 266–272.
- Jensen J., Adare K., Shearer R. 1997: Canadian arctic contaminants report. Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa: p. 459.
- Jensen S., Kihlström J.E., Olsson M., Lundberg C., Öberg J. 1977: Effects of PCB and DDT on mink («Mustela vison») during the reproductive season. Ambio 6: 239.
- Jung S., Arnaud F., Bonté P., Chebbo G., Lorgeoux C., Winiarski T., Tassin B. 2008: Temporal evolution of urban wet weather pollution: Analysis of PCB and PAH in sediment cores from Lake Bourget, France. Water Sci. Technol. 57: 1503–1510.
- Kato S., McKinney J.D., Matthews H.B. 1980: Metabolism of hexachlorobiphenyls in the rat. Toxicol. Appl. Pharmacol. 53: 389–398.
- Khan I.A., Thomas P. 1997: Aroclor 1254-induced alterations in hypothalamic monoamine metabolism in the atlantic croaker («Microgogonias undulatus»): Correlation with pituitary gonadotropin release. Neurotoxicol. Teratol. 18: 553–560.
- Khan I.A., Thomas P. 2006: PCB congener-specific disruption of reproductive neuro-endocrine function in Atlantic croaker. Marine Environ. Res. 62: 25–28.
- Kohler M., Tremp J., Zennegg M., Seiler C., Minder-Kohler S., Beck M., Lienemann P., Wegmann L., Schmid P. 2005: Joint Sealants: An Overlooked Diffuse Source of Polychlorinated Biphenyls in Buildings. Environ. Sci. Technol. 39: 1967–1973.
- Koponen K., Kukkonen J.V.K., Lindström-seppä P. 1998: Chemical accumulation and biotransformation enzyme activities of rainbow trout embryos in waterborne exposure to PCB-77. Marine Environ. Res. 46: 475–478.
- Koponen K., Lindström-Seppä P., Kukkonen J.V.K. 2000: Accumulation pattern and biotransformation enzyme induction in rainbow trout embryos exposed to sublethal aqueous concentrations of 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl. Chemosphere 40: 245–253.
- Koponen K., Myers M.S., Ritola O., Huuskonen S.E., Lindström-Seppä P. 2001: Histopathology of feral fish from a PCB-contaminated freshwater lake. Ambio 30: 122–126.
- Kozie K.D., Anderson R.K. 1991: Productivity, diet and environmental contaminants in bald eagles nesting near the Wisconsin shoreline of Lake Superior. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20: 41–48.
- Kranz A., Beran V., Buchli C., Toman A., Polednik L. 2008: Zum Potential der natürlichen Wiederbesiedelung der Schweiz durch den Fischotter Lutra lutra. ALKA WILDLIFE Bericht 2008. Stiftung Pro Lutra, Graz: p. 28.
- Kruuk H., Conroy J.W.H. 1996: Concentrations of some organochlorines in otters («Lutra lutra») in Scotland: Implications for populations. Environ. Pollut. 92: 165–171.
- Kucklick J.R., Baker J.E. 1998: Organochlorines in Lake Superior's food web. Environ. Sci. Technol. 32: 1192–1198.
- Larsson P., Backe C., Bremle G., Eklööv A., Okla L. 1996: Persistent pollutants in a salmon population («Salmo salar») of the southern Baltic Sea. Can. J. Fish. Aqua. Sci. 53: 62–69.

- Larsson P., Okla L., Collvin L., Meyer G. 1992: Lake productivity and water chemistry as governors of the uptake of persistent pollutants in fish. *Environ. Sci. Technol.* 26: 346–356.
- LeBlanc G.A. 1995: Trophic-level differences in the bioconcentration of chemicals: Implications in assessing environmental biomagnification. *Environ. Sci. Technol.* 29: 154–160.
- Leonards E.G.P., Elmeros M., Cofino W.P., Conroy J.W.H., Gutleb A.C., Mason C.F., Murk A.J., Olsson M., Smit M.D., van Hattum B.G.M., Madsen A.B. 1996: Toxic PCBs in European otter populations in relation to biological factors and health status. In: Smit M.D., Leonards E.G., Murk A.J., de Jongh A.W.J.J., van Hattum B. (Ed.). *Development of otter-based quality objectives for PCBs*. Inst. for Env. Studies, Vrije Universiteit, Amsterdam.
- Le Parlement suisse: Curia Vista – Objets parlementaires 2009: Réponse du Conseil fédéral du 18.02.2009 à l'interpellation 08.3926: PCB. Diffusion et assainissement, déposée par la conseillère nationale Tiana Angelina Moser le 18.12.2008.
www.parlament.ch/f/suche/pages/geschaefte.aspx?gesch_id=20083926.
- Lieb A.J., Bills D.D., Sinnhuber R.O. 1974: Accumulation of dietary polychlorinated biphenyls (Aroclor 1254) by rainbow trout («*Salmo gairdneri*»). *J. Agric. Food Chem.* 22: 638–642.
- Madenjian C.P., Hesselberg R.J., Desorcie T.J., Schmidt L.J., Stedman R.M., Quintal R.T., Begnoche L.J., Passino-Reader D.R. 1998: Estimate of net trophic transfer efficiency of PCBs to Lake Michigan lake trout from their prey. *Environ. Sci. Technol.* 32: 886–891.
- Madsen A.B., Christensen N.C., Jacobsen L. 1991: Otter survey of Denmark 1991 and the development of the otter population since 1986. 10. *Mader-Kolloquium, Freie und Hansestadt Hamburg*: pp. 18–19.
- Madsen A.B., Nielsen C.E. 1986: Odderens («*Lutra lutra*» L.) forekomst i Danmark 1984–1986. *Flora og Fauna* 92: 60–62.
- Marohn L., Rehbein H., Kündiger R., Hane R. 2008: The suitability of cytochrome-P450 1A1 as a biomarker for PCB contamination in European eel («*Anguilla anguilla*»). *J. Biotechnol.* 136: 135–139.
- Marvin C., Painter S., Williams D., Richardson V., Rossmann R., Van Hoof P., 2004a. Spatial and temporal trends in surface water and sediment contamination in the Laurentian Great Lakes. *Environ. Pollut.* 129: 131–144.
- Marvin C.H., Painter S., Charlton M.N., Fox M.E., Thiessen P.A.L., 2004b. Trends in spatial and temporal levels of persistent organic pollutants in Lake Erie sediments. *Chemosphere* 54: 33–40.
- Mason C.F., 1989a. Relationships between organochlorine concentrations in liver and muscle of otters. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 43: 548–549.
- Mason C.F., 1989b. Water pollution and otter distribution: A review. *Lutra* 32: 97–113.
- Mason C.F. 1998: Decline in PCB levels in otters («*Lutra lutra*»). *Chemosphere* 36: 1969–1971.
- Mason C.F., MacDonald S. 1986: *Otters: Ecology and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mason C.F., Madsen A.B. 1993: Organochlorine pesticide residues and PCBs in Danish otters («*Lutra lutra*»). *Sci. Total Environ.* 133: 73–81.
- Mason C.F., O'Sullivan W.M. 1992: Organochlorine pesticide residues and PCBs in otter («*Lutra lutra*») from Ireland. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 48: 387–393.
- Matta M.B., Cairncross C., Kocan R.M. 1997: Effect of a Polychlorinated Biphenyl Metabolite on Early Life Stage Survival of Two Species of Trout. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 59: 146–151.
- McKinney J.D., Waller C.L. 1994: Polychlorinated biphenyls as hormonally active structural analogues. *Environ. Health Perspect.* 102: 290–297.
- Melquist W.E., Dronkert A.E. 1987: River otter. In: Novak M., Baker J.A., Obbard M.E., Molloch B. (Ed.). *Wild Furbearer Management and Conservation in North America*. Ontario Trappers Association, Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, ON, Canada: pp. 627–614.
- Milstein P.I.S., Prestt I., Bell A.A. 1970: The breeding cycle of the grey heron. *Ardea* 58: 171–257.
- Monosson E., Stegemann J.J. 1991: Cytochrome P450E (P450IA) induction and inhibition in winter flounder by 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl: Comparison of response in fish from Georges Bank and Narragansett Bay. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 765–774.
- Mortensen A.S., Arukwe A. 2007: Interactions between estrogen- and Ah-receptor signalling pathways in primary culture of salmon hepatocytes exposed to nonylphenol and 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl (Congener 77). *Comp. Hepatol.* 6: 2–16.
- Müller J. 1994: Diffuse Quellen von PCB in der Schweiz. Eine Interview- und Literaturrecherche. *Cahier de l'environnement n° 229*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (éd.), Berne.
- Murk A.J., Leonards P.E.G., Jonas A., Denison M.S., Brouwer A. 1996: Application of the CALUX (chemical activated luciferase gene expression) assay for measuring TCDD-equivalents in sediment, pore water and blood plasma samples. *Organohal. Comp.* 27: 291–296.
- Murk A.J., Leonards P.E.G., van Hattum B., Luit R., van der Weiden M.E.J., Smit M. 1998: Application of biomarkers for exposure and effect of polyhalogenated aromatic hydrocarbons in naturally exposed European otters (*Lutra lutra*). *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 6: 91–102.

- Nakata H., Sakai Y., Miyawaki T. 2002: Growth-Dependent and Species-Specific Accumulation of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in Tidal Flat Organisms Collected from the Ariake Sea, Japan. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 42: 222–228.
- Office fédéral de la santé publique (OFSP) 2007: Gesundheitliche Risikobewertung der PCDD/DF- und dl-PCB-Kontaminanten in Lebensmitteln für die Schweizer Bevölkerung. Rapport interne de la section Risques nutritionnels et toxicologiques.
- Office fédéral de la santé publique (OFSP) 2008: PCB et dioxines dans les denrées alimentaires. www.bag.admin.ch/themen/lebensmittel/04861/04911/index.html?lang=fr.
- Office fédéral de la santé publique (OFSP) 2009: Directive n° 17: Exécution du contrôle des concentrations maximales en dioxines et en polychlorobiphényles de type dioxine (19 mai 2009). www.bag.admin.ch/themen/lebensmittel/04865/04893/index.html?lang=fr.
- Office fédéral de l'environnement (OFEV) 2003: Micropolluants dans les sédiments. In: OFEV (éd.). *Cahier de l'environnement n° 353 – Protection des eaux*, Berne.
- Office fédéral de la protection de l'environnement (OFPE) 1988: Schutz vor Umweltschäden durch PCB-haltige Kondensatoren und Transformatoren. Richtlinien für das Verhalten bei Lecks, Bränden, und Explosionen von elektrischen Anlagen mit polychlorierten Biphenylen (PCB). *Cahier de l'environnement n° 90* (uniquement en allemand), Berne.
- Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) 1997: Dioxine und Furane – Standortbestimmung, Beurteilungsgrundlagen, Massnahmen. *Cahier de l'environnement n° 290 – Substances dangereuses pour l'environnement* (uniquement en allemand), Berne.
- Olsson J., Eklöv P. 2005: Habitat structure, feeding mode and morphological reversibility: factors influencing phenotypic plasticity in perch. *Evol. Ecol. Res.* 7: 1109–1123.
- Olsson M., Jensen S. 1975: Pike as the test organism for mercury, DDT and PCB pollution. A study of the contamination in the Stockholm archipelago. Institute of Freshwater Research, Drottningholm. Report No. 61, 1984. Institute of Freshwater Research, Stockholm: pp. 33–54.
- Olsson M., Sandegren F. 1983: The otter situation in Sweden and the Småland-Södermanland otter surveys of 1983. *Proceedings from the 3rd International Otter Symposium*, Strasbourg.
- Olsson M., Sandegren F., 1991a. Is PCB partly responsible for the decline of the otter in Europe. In: Reuther C., Röchert R. (Ed.). *Proceedings of the V. International Otter Colloquium*. Habitat, Hankensbüttel: pp. 223–227.
- Olsson M., Sandegren F., 1991b. Otter survival and toxic chemicals – implication for otter conservation programmes. In: Reuther C., Röchert R. (Ed.). *Proceedings V. International Otter Colloquium*. Habitat, Hankensbüttel: pp. 191–200.
- Opperhuizen A., Schrap S.M. 1988: Uptake efficiencies of two polychlorobiphenyls in fish after dietary exposure to five concentrations. *Chemosphere* 17: 253–262.
- Palstra A.P., van Ginneken V.J.T., M., A.J., van den Thillart G.E.E.J.M. 2005: Are dioxin-like contaminants responsible for the eel (*Anguilla anguilla*) drama. *Naturwissenschaften* 93: 145–148.
- Paterson G., Drouillard K.G., Haffner D. 2007: PCB elimination by yellow perch (*«Perca flavescens»*) during an annual cycle. *Environ. Sci. Technol.* 41: 824–829.
- Piazza R., Ruiz-Fernández A.C., Frignani M., Vecchiato M., Bellucci L.G., Gambaro A., Pérez-Bernal L.H., Páez-Osuna F. 2009: Historical PCB fluxes in the Mexico City Metropolitan Zone as evidenced by a sedimentary record from the Espejo de los Lirios lake. *Chemosphere* 75: 1252–1258.
- Piazza R., Ruiz-Fernández A.C., Frignani M., Zangrando R., Bellucci L.G., Moret I., Páez-Osuna F. 2008: PCBs and PAHs in surficial sediments from aquatic environments of Mexico City and the coastal states of Sonora, Sinaloa, Oaxaca and Veracruz (Mexico). *Environ. Geol.* 54: 1537–1545.
- Quabius E.S., Balm P.H.M., Wendelaar Bonga S.E. 1997: Interrenal stress responsiveness of tilapia (*«Oreochromis mossambicus»*) is impaired by dietary exposure to PCB 126. *Gen. Comp. Endocrinol.* 108, 472–482.
- Quabius E.S., Krupp G., Secombes C.J. 2005: Polychlorinated biphenyl 126 affects expression of genes involved in stress-immune interaction in primary cultures of rainbow trout anterior kidney cells. *Environ. Toxicol. Chem.* 24: 3053–3060.
- Rattner B.A., Eroschenko V.P., Fox G.A., Fry D.M., Gorsline J. 1984: Avian endocrine responses to environmental pollutants. *J. Exp. Zool.* 232: 683–689.
- Rice C.D., Schlenk D. 1999: Immune function and cytochrome P450 1A1 activity after acute exposure to 3,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl (PCB 126). *J. Aquat. Anim. Health* 7: 195–204.
- Risebrough R.W., Anderson D.W. 1975: Some effects of DDE and PCB on mallards and their eggs. *J. Wildl. Manage.* 39: 508–513.
- Roos A., Greyerz E., Olsson M., Sandegren F. 2001: The otter (*«Lutra lutra»*) in Sweden – population trends in relation to Σ DDT and total PCB concentrations during 1968–99. *Environ. Pollut.* 111: 457–469.

- Rose N.L., Backus S., Karlsson H., Muir D.C.G. 2001: An historical record of toxaphene and its congeners, in a remote lake in Western Europe. *Environ. Sci. Technol.* 35: 1312–1319.
- Russell R.W., Lazar R., Haffner G.C. 1995: Biomagnification of organochlorines in Lake Erie white bass. *Environ. Toxicol. Chem.* 14: 719–724.
- Sandegren F., Olsson M. 1984: Varför minskar uttern. *Svensk Jakt* 2: 86–89.
- Sandvik M., Beyer J., Goksøyr A. 1997: Interaction of benzo(a)pyrene 2,3,3,4,4,5-hexachlorobiphenyl (PCB-156) and cadmium on biomarker responses in flounder. *Biomarkers* 2: 153–160.
- Scharenberg W. 1991: Cormorants («Phalacrocorax carbo sinensis») as bioindicators for polychlorinated biphenyls. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 21: 536–540.
- Schechter A., Cramer P., Boggess K., Stanley J., Pöpke O., Olson J., Silver A., Schmitz M. 2001: Intake of dioxins and related compounds from food in the U.S. population. *J. Toxicol. Environ. Health A* 63: 1–18.
- Schleizinger J.J., Stegeman J.J. 2001: Induction and suppression of cytochrome P450 1A by 3,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl and its relationship to oxidative stress in the marine fish scup (*Stenotomus chrysops*). *Aquat. Toxicol.* 52: 101–115.
- Schmid P., Kohler M., Gujer E., Zennegg M., Lanfranchi M. 2007: Persistent organic pollutants, brominated flame retardants and synthetic musks in fish from remote alpine lakes in Switzerland. *Chemosphere* 67: S16-S21.
- Scientific Advisory Committee on Nutrition (SACN) 2004: Advice on fish consumption: benefits, risks. Joint report of the Scientific Advisory Committee on Nutrition (SACN) and the Committee on Toxicity (COT) on the consumption of fish. London.
<http://cot.food.gov.uk/cotreports/cotjointreps/sacnfishconsumption>
- Sharifi M., Connell D.W., Gabric A. 1998: Influence of dietary fat on the intestinal absorption of lipophilic compounds in goldfish («*Carassius auratus*»). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 38: 316–321.
- Sijm D.T.H.M., Seinen W., Opperhuizen A. 1992: Life-cycle biomagnification study in fish. *Environ. Sci. Technol.* 26: 2162–2174.
- Sijm D.T.H.M., van der Linde A. 1995: Size-dependent bioconcentration kinetics of hydrophobic organic chemicals in fish based on diffusive mass transfer and allometric relationships. *Environ. Sci. Technol.* 29: 2769–2777.
- Sjöåsen T., Ozolins J., Greyerz E., Olsson M. 1997: The otter («*Lutra lutra*») situation in Latvia and Sweden related to PCB and DDT levels. *Ambio* 26: 196–201.
- Skaare J.U., Jensen E.G., Goksøyr A., Egaas E. 1991: Response of xenobiotic metabolizing enzyme of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to the mono-ortho substituted polychlorinated PCB congener 2,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl, PCB-118, detected by enzyme activities and immunochemical methods. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20: 349–352.
- Sleiderink H.M., Beyer J., Scholtens E., Goksøyr A., Nieuwenhuize J., Van Liere J.M., Everaarts J.M., Boon J.P. 1995: Influence of temperature and polyaromatic contaminants on CYP1A levels in North Sea dab («*Limanda limanda*»). *Aquat. Toxicol.* 32: 189–209.
- Smit M.D., Leonards P.E.G., Murk A.J., de Jongh A.W.J.J., van Hattum B. 1996: Development of otter-based quality objectives for PCBs. Institute for Environmental Studies. Vrije Universiteit, Amsterdam, The Netherlands.
- Smit M.D., Leonards P.E.G., van Hattum B., de Jongh A.W.J.J. 1994: PCB in European otter («*Lutra lutra*») populations. Report R-94. Institute for Environmental Studies. Vrije Universiteit, Amsterdam, Amsterdam: p. 122.
- Smolowitz R.M., Hahn M.E., Stegeman J.J. 1991: Immunohistochemical localization of cytochrome-P450IA1 induced by 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl and by 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran in liver and extrahepatic tissues of the teleost *Stenotomus chrysops* (scup). *Drug Metab. Dispos.* 19: 113–123.
- Stouthart X.J.H.X., Huijbregts M.A.J., Balm P.H.M., Lock R.A.C., Wendelaar Bonga S.E. 1998: Endocrine stress response and abnormal development in carp («*Cyprinus carpio*») larvae after exposure of the embryos to PCB 126. *Fish Physiol. Biochem.* 18: 321–329.
- Strachan R., Jefferies D.J. 1996: Otter survey of England, 1991–1994. Vincent Wildlife Trust, London.
- Surveillance de la pêche du canton de Vaud 2008: Communication personnelle.
- Tans M., Hugla J.L., Libois R.M., Rosoux R., Thome J.P. 1995: Contamination of European Otters («*Lutra lutra*») by PCB congeners and organochlorinated pesticides in the wetlands of Western France. *Netherlands J. Zool.* 46: 326–336.
- Tard A., Gallotti S., Leblanc J.C., Volatier J.L. 2007: Dioxins, furans and dioxin-like PCBs: Occurrence in food and dietary intake in France. *Food Addit. Contam.* 24: 1007–1017.
- Taylor W.D., Carey J.H., Lean D.R.S., McQueen D.J. 1991: Organochlorine concentrations in the plankton of lakes in southern Ontario and their relationship to plankton biomass. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 48: 1960–1966.
- Thomann R.V., Connolly J.P. 1984: Model of PCB in the Lake Michigan lake trout food chain. *Environ. Sci. Technol.* 18: 65–71.

- Toweill D.E. 1974: Winter food habits of river otters in western Oregon. *J. Wildl. Manage.* 38: 107–111.
- Traas T.P., Luttkik R., Klepper O., Beurskens J.E.M., Smit M.D., Leonards P.E.G., van Hattum A.G.M., Aldenberg T., 2001: Congener-specific model for polychlorinated biphenyl effects on otter (*Lutra lutra*) and associated sediment quality criteria. *Environ. Toxicol. Chem.* 20: 205–212.
- Tulp M.T.M., Hutzinger O. 1978: Some thoughts on aqueous solubilities and partition coefficients of PCB, and the mathematical correlation between bioaccumulation and physico-chemical properties. *Chemosphere* 7: 849–860.
- Tugiyono G.M.M. 2001: Pink snapper (*Pagrus auratus*) as bioindicator of aquatic environmental health in Western Australia. *Environ. Toxicol.* 16: 449–454.
- UK Food Standards Agency 2003: Dioxins and dioxin-like PCBs in the UK diet: 2001 total diet study samples. Food Survey Information Sheet 38/03, July 2003: www.foodstandards.gov.uk/science/surveillance/fsis2003/fsis382003
- Umweltbundesamt (UBA) 2003: Tägliche Aufnahme von Dioxin und dioxinähnlichen PCB eines Erwachsenen in Deutschland über die Nahrung. www.umweltbundesamt.de/chemikalien/dioxine.htm#9
- Valkama J., Korpimäki E. 1999: Nest box characteristics, habitat quality and reproductive success of Eurasian kestrels. *Bird Study* 46: 81–88.
- van den Berg M., Birnbaum L., Bosveld B.T.C., Brunström B., Cook P., Feeley M., Giesy J.P., Hanberg A., Hasegawa R., Kennedy S.W., Kubiak T., Larsen J.C., van Leeuwen F.X.R., Liem A.K.D., Nolt C., Peterson R.E., Poellinger L., Safe S., Schrenk D., Tillitt D., Tysklind M., Younes M., Waern F., Zacharewski T. 1998: Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Health Perspect.* 106: 775–792.
- Van der Weiden M.E.J., deVries L.P., Fase K., Celander M., Seinen W., van den Berg M. 1994: Relative potencies of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and biphenyls (PCBs) for cytochrome P450 in the mirror carp (*Cyprinus carpio*). *Aquat. Toxicol.* 29: 163–182.
- van Ginneken V.J.T., van den Thillart G.E.E.J.M. 2000: Eel fat stores are enough to reach the Sargasso. *Nature* 403: 156–157.
- van Leeuwen S.P.J., Traag W.A., Hoogenboom L.A.P., de Boer J. 2002: Dioxins, furans and dioxin-like PCBs in wild, farmed, imported and smoked eel from the Netherlands. *Organohal. Comp.* 57: 217–220.
- Vethaak A.D., Reinhalt T. 1992: Fish disease as a monitor for marine pollution: The case of the North Sea. *Rev. Fish Biol. Fisheries* 2: 1–32.
- Vives I., Canuti E., Castro-Jiménez J., Christoph E.H., Eisenreich S.J., Hanke G., Huber T., Mariani G., Mueller A., Skejo H., Umlauf G., Wollgast J. 2007: Occurrence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Lake Maggiore (Italy and Switzerland). *J. Environ. Monit.* 9: 589–598.
- Volta P., Jepsen N. 2008: The recent invasion of «*Rutilus rutilus*» (L.) (Pisces: Cyprinidae) in a large South-Alpine lake: Lago Maggiore. *J. Limnol.* 67: 163–170.
- Volta P., Tremolada P., Neri M.C., Giussani G., Galassi S. 2008: Age-dependent bioaccumulation of organochlorine compounds in fish and their selective biotransformation in top predators from Lake Maggiore (Italy). *Water. Air. Soil Pollut.* 197: 193–209.
- von Westernhagen H., Krüner G., Broeg K. 1999: Ethoxyresorufin O-deethylase (EROD) activity in the liver of dab («*Limanda limanda*» L.) and flounder («*Platichthys flesus*» L.) from the German Bight. EROD expression and tissue contamination. *Helgol. Mar. Res.* 53: 244–249.
- Vos J.G., Dybing E., Greim H.A., Ladefoged O., Lambré C., Tarazona J.V., Brandt I., Vethaak A.D. 2000: Health effects of endocrine-disrupting chemicals on wildlife, with special reference to the European situation. *Crit. Rev. Toxicol.* 30: 71–133.
- Walker M.K., Cook P.M., Batterman A.R., Butterworth B.C., Berini C., Libal J.J., Hufnagel L.C., Peterson R.E. 1994: Translocation of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin from adult female Lake Trout («*Salvelinus namaycush*») to oocytes: Effects on early life stage development and sac fry survival. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.* 51: 1410–1419.
- Walker M.K., Peterson R.E. 1991: Potencies of polychlorinated dibenzo-p-dioxin, dibenzofuran, and biphenyl congeners, relative to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin, for producing early life stage mortality in rainbow trout («*Oncorhynchus mykiss*»). *Aquat. Toxicol.* 21: 219–238.
- Warriner J.E., Mathews E.S., Weeks B.A. 1988: Preliminary investigations of the chemiluminescent response in normal and pollutant-exposed fish. *Marine Environ. Res.* 24: 281–284.
- Weber D. 1990: The End of the Otter and of Otter Reintroduction Plans in Switzerland. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* 5: 45–50.
- Weeks B.A., Huggett R.J., Warriner J.E., Methews E.S. 1990: Macrophage responses of estuarine fish as bioindicators of toxic contamination. In: McCarthy J.F.S., L.R. (Ed.). *Biomarkers of Environmental Contamination*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL: pp. 193–201.
- Wegmann L., Tremp J. 2002: Stand des «phase-out» von PCB in der Schweiz. Abklärungen über PCB-Reservoirs und Massnahmen für eine beschleunigte und sichere Entsorgung. Rapport interne. Office de la protection de l'environnement et de l'énergie du canton de Bâle-Campagne.

White R.D., Shea D., Coloww A.R., Stegeman J.J. 1997: Induction and post-transcriptional suppression of hepatic cytochrome P450 1A1 by 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl. *Biochem. Pharmacol.* 53: 1029–1040.

Wingfield J.C. 1990: Interrelationships of androgens, aggression and mating systems. In: Wada M., Ishii S., Scanes C.G. (Ed.). *Endocrinology of birds: Molecular to behavioral*. Springer-Verlag, Berlin.

Wirgin I.I., Kreamer G.-L., Grunwald C., Squibb K., Garte S.J. 1992: Effects of prior exposure history on cytochrome P4501A mRNA induction by PCB congener 77 in Atlantic tomcod. *Marine Environ. Res.* 34: 103–108.

Organisation mondiale de la Santé (OMS) 2000: Consultation on assessment of the health risk of dioxins; re-evaluation of the tolerable daily intake (TDI): Executive Summary [WHO European Centre for Environment and Health (WHO-ECEH) and International Programme on Chemical Safety (IPCS), 22–29 May 1998]. *Food Addit. Contam.* 17, 223–240.

Yang Z., Shen Z., Gao F., Tang Z., Niu J. 2009: Occurrence and possible sources of polychlorinated biphenyls in surface sediments from the Wuhan reach of the Yangtze River, China. *Chemosphere* 74: 1522–1530.

Yuan Z., Courtenay S., Wirgin I. 2006: Comparison of hepatic and extra hepatic induction of cytochrome P4501A by graded doses of aryl hydrocarbon receptor agonists in Atlantic tomcod from two populations. *Aquat. Toxicol.* 76: 306–320.