

Statut de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) et contamination des poissons par les polychlorobiphényles (PCBs) : éléments de synthèse et perspectives

Lionel Lafontaine ¹ * & Luiz Felipe de Alencastro ²

¹ Réseau SOS-Loutres / GMB, Groupe Loutre IUCN-SSC, Maison de la Rivière, F-29450 Sizun.

² GECOS-Ecotoxicologie, Ecole Polytechnique Fédérale, CH-1015 Lausanne. (<http://dgrwww.epfl.ch/GECOS>)

* M : otternet@aol.com

Un examen comparatif de la contamination des poissons par les polychlorobiphényles (PCBs) et du statut respectif de la loutre d'Europe (*Lutra lutra*) dans plusieurs régions d'Europe occidentale est effectué en regard des seuils critiques de contamination des poissons proposés par divers auteurs. Cette analyse a permis de tester l'adéquation de ces seuils en fonction des espèces de poissons étudiées et de leur taille. Elle tend à souligner la validité de seuils spécifiques de contamination des poissons par les PCBs, en tant que facteurs-clés au-delà desquels la survie des populations de loutres semble affectée. Les perspectives en matière de définition des corridors potentiels de recolonisation de l'espèce, à travers un suivi régulier de poissons traceurs, sont ensuite discutées.

Introduction

Les populations de loutres d'Europe (*Lutra lutra*) ont fortement régressé durant les dernières décennies sur de vastes espaces d'Europe occidentale et centrale (Macdonald & Mason 1992). Parmi les multiples facteurs de régression, la pollution chronique des milieux aquatiques, notamment par des polluants peu dégradés et rémanents qui s'accumulent dans les chaînes alimentaires, a été la plus fréquemment citée. Les composés les plus souvent mis en cause sont des insecticides organochlorés : dieldrine (HEOD) (Strachan & Jefferies 1996), composé très rémanent interdit d'utilisation en agriculture depuis 1972 en France, DDT et ses métabolites de dégradation (DDE) (Jönsson et al. 1993), ou des métaux lourds tel le mercure (Kruuk & Conroy 1996). Mais nul doute que la problématique de l'impact des polychlorobiphényles (PCBs) sur une espèce clé-de-voûte telle que la loutre d'Europe a suscité les plus nombreuses recherches et controverses (Macdonald & Mason 1992, Smit et al. 1994, Kruuk & Conroy 1996, Ruiz-Olmo et al. 1998). Différents travaux ont mesuré les niveaux de contamination de loutres trouvées mortes pour établir un bulletin de santé de diverses collections régionales ou nationales en regard de leur statut et de seuils s'appuyant sur un référentiel expérimental concernant le vison d'Amérique (*Mustela vison*) en élevage, et au-delà desquels des perturbations de la reproduction ont été constatées. Un tel débat semble loin d'être clos (Kruuk 1997, Mason 1997, Mason 1998, Smit et al. 1998).

Dans ce contexte divers auteurs ont proposé des valeurs-seuils dans la nourriture (poissons), éléments d'autant plus importants qu'ils sont (ont été) exploités dans le cadre d'études de faisabilité de réintroduction, notamment en France, en Alsace (Brunelle 1997) ou en Rhône-Alpes (Michelot et al. 1998).

Dans le débat scientifique actuel, les seuils suivants (rapportés au poids frais) sont apparus les plus pertinents à tester :

1. seuils proposés par Macdonald & Mason (1992) d'après un calcul de modélisation proies / épreintes de loutres :
 - seuil 1 : < 26 µg/kg (concentration sans effet),
 - seuil 2 : > 50 µg/kg (seuil critique, i.e. concentration dans la nourriture pendant une longue période, pouvant entraîner des troubles de la reproduction),
2. seuils proposés par Leonards et al. (1994) d'après un calcul de modélisation extrapolant un référentiel expérimental à partir d'informations récoltées chez le vison d'élevage :
 - seuil 3 : < 145 µg/kg (concentration sans effet),
 - seuil 4 : > 371 µg/kg (seuil critique).

Parallèlement assez peu d'études ont été entreprises pour mesurer les taux de PCBs dans les poissons comparativement au statut de la loutre in vivo.

Au sud-ouest du Danemark, dans des sites dulçaquicoles ou saumâtres appartenant au noyau dur de répartition de la loutre, Smit et al. (1996) trouvent une teneur maximale, de 25 µg pour la somme de sept CBs par kg de poids frais, toutes espèces de poissons confondues (neuf espèces différentes, 19 échantillons et 402 poissons analysés), ce qui pour une extrapolation des PCBs totaux renvoie au-dessus du seuil 2 proposé par Macdonald & Mason (1992). En Catalogne (Espagne), Ruiz-Olmo et al. (1998) observent que les populations de loutres ne colonisent pas de façon permanente les zones humides où les poissons (12 espèces différentes, 44 échantillons et 187 poissons analysés, López-Martin et al. 1995) présentent une contamination moyenne (somme de 18 CBs) supérieure à 110 µg par kg de poids frais. Seul ce chiffre (moyenne arithmétique) est avancé, il implique donc de facto, en PCBs totaux, des valeurs plus élevées qui renvoient aux seuils (3) et (4) moins 'exigeants' proposés par Leonards et al. (1994). En outre, ces deux exemples ne précisent pas davantage d'éventuelles différences inter/intra-spécifiques entre poissons. Nous avons donc saisi l'opportunité d'analyses récentes, numériquement et géographiquement étendues, de différentes espèces de poissons en France et en Suisse, effectuées par le même laboratoire (Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne), pour tenter d'en faire une synthèse critique, comparativement à d'autres données disponibles (bien que cette comparaison soit souvent délicate : données plus anciennes et quantification des PCBs différente), corrélativement aux seuils proposés, afin de dégager quelques perspectives à finalité conservatoire.

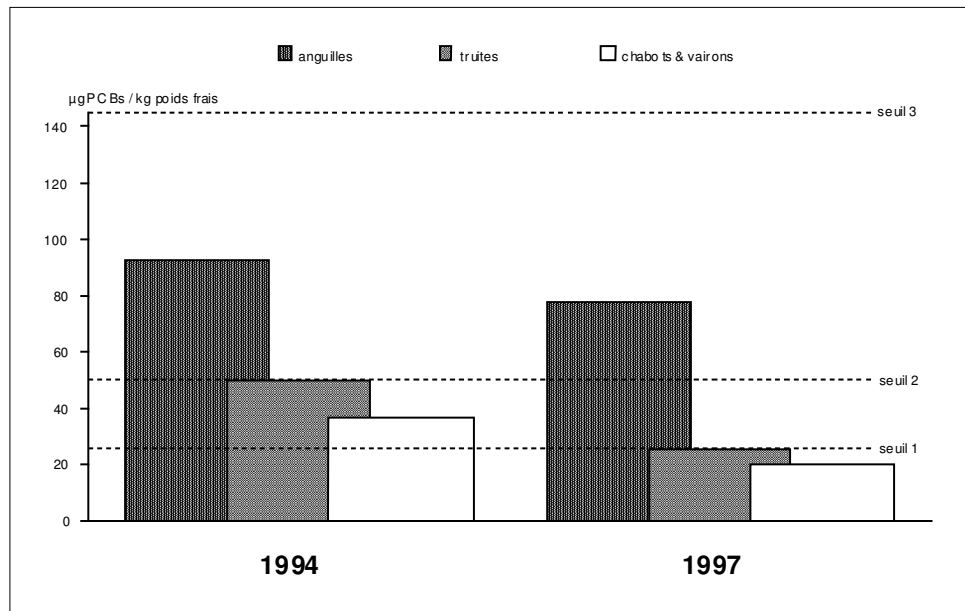


Figure 1 : Evolution des teneurs (moyennes arithmétiques) en PCBs des poissons du Scorff (Bretagne, loutre sédentaire) de 1994 à 1997, toutes stations confondues (d'après Lafontaine & de Alencastro 1999). Seuils : voir texte.

Contamination des poissons du Scorff (Bretagne) par les PCBs.

Pour la première fois en France, une analyse étendue de la contamination des chaînes alimentaires en eau douce (sédiments, cinq espèces de poissons, épreintes et tissus de loutres), et son évolution à 3 ans d'intervalle, a été réalisée sur deux bassins-tests en Bretagne, pour le compte de la CORPEP et de l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne (Lafontaine & de Alencastro 1999). L'objet de cet article n'est pas de reprendre ce travail, portant à la fois sur les PCBs (17 congénères) et des composés phytosanitaires, mais d'examiner ici les résultats de la contamination des poissons par les PCBs totaux observés sur le Scorff, rivière salmonicole du Morbihan où la loutre est sédentaire. Afin de pouvoir comparer ces résultats avec ceux de la littérature, l'estimation des PCBs totaux a été obtenue à partir de la somme de 12 congénères (nomenclature IUPAC – International Union of Pure and Applied Chemistry : 28, 52, 101, 105, 118, 128, 138, 149, 153, 156, 170 et 180), qui correspondent à ceux proposés par le BCR (Bureau Communautaire de Référence / Union Européenne) dans les matériaux de référence (Wells *et al.* 1992). Pour cette estimation ont été repris les concentrations déterminées pour ces 12 CBs dans les poissons lors des études EPFL menées en Alsace et dans la Vallée du Rhône (pourcentage moyen : $41.5\% \pm 8.2\%$; Michelot *et al.* 1998).

L'évolution des teneurs moyennes (: arithmétiques) en PCBs totaux pour quatre espèces de poissons à 3 ans d'intervalle (toutes classes d'âges et toutes stations confondues) montre très nettement un gradient interspécifique de contamination (figure 1). Les anguilles *Anguilla anguilla* sont en moyenne 2,2 fois plus contaminées que les truites *Salmo trutta fario*, elles-mêmes 1,4 fois plus contaminées que les chabots *Cottus gobio* et les vairons *Phoxinus phoxinus*; en 1997, chacun

des taxons s'avère moins contaminé par les PCBs qu'en 1994, suivant un profil sensiblement équivalent (taux moyen : 69%). Ces résultats confirment donc que l'aptitude à accumuler les PCBs varie selon l'espèce de poisson considérée : en 1997 sur les mêmes stations du bassin du Scorff et à la même date, les teneurs moyennes des chabots & vairons et des truites sont inférieures au seuil 1, le plus restrictif (26 µg/kg, Macdonald & Mason 1992), tandis que celles des anguilles sont situées entre le seuil 2 (50 µg/kg, Macdonald & Mason 1992) et le seuil 3 (145 µg/kg, Leonards *et al.* 1994).

Lecture globale pour quatre régions françaises

Cette synthèse comparative porte ici sur la compilation de toutes les analyses effectuées par l'EPFL en France, soit dans le contexte d'études préalables de faisabilité de réintroduction de la loutre (Alsace : EPFL/IGE/GS 1995, Brunelle 1997. Rhône-Alpes + Allier (Lozère) : Michelot *et al.* 1995, 1998), soit dans le cadre d'une étude étendue de la contamination des chaînes alimentaires en eau douce (Bretagne : Lafontaine & de Alencastro 1999). Elles reposent donc sur un protocole similaire d'extraction et de quantification des PCBs, effectué par un même laboratoire, ce qui autorise les comparaisons les plus fiables. Tous les résultats sont ici compilés sur la figure 2, par espèce de poisson. Pour les sites de Rhône-Alpes, le seul site positif retenu ici pour la loutre est l'amont de la Drôme (: barbeaux *Barbus barbus*), le seul ayant comporté des données positives loutre après 1990, c'est-à-dire peu avant les captures de poissons pour analyses (1994). Le statut afférent de l'espèce n'est toutefois absolument pas comparable avec le Scorff ou l'Allier, où les populations de loutres sont sédentaires. Le nombre d'échantillons analysés par espèce (= un ou plusieurs poissons regroupés ; "pools" de poissons dosés ensemble) est détaillé dans chaque cas.

Cette première lecture globale montre assez nettement que les poissons apparaissent significativement moins contaminés par les PCBs dans les régions où la loutre est présente, mettant en particulier en exergue le seuil de 145 µg/kg proposé par Leonards *et al.* (1994), hormis le cas des goujons *Gobio gobio* de l'Allier (loutre présente), ou inversement des blageons *Leuciscus souffia* de Rhône-Alpes et des chevaines *Leuciscus cephalus* d'Alsace (loutre absente). Ces différences interspécifiques nécessitent donc un examen plus détaillé, chaque espèce de poisson se distinguant des autres par un comportement, un régime alimentaire, une longévité ou un taux de lipides qui lui sont propres.

Analyse par groupes d'espèces et par taille

Anguilles (Figure 3)

L'ensemble des analyses d'anguilles est ici synthétisé en distinguant 3 classes de poids : <150g, 150-450g et >450g (selon répartition des échantillons analysés disponibles), ce qui correspond globalement, en moyenne, aux classes d'âge suivantes : <4 ans, 4 à 6 ans, >6 ans (d'après Meunier 1994, Mounaix & Fontenelle 1994, la croissance de l'anguille est en réalité sujette à une forte variabilité selon les caractéristiques du lieu et du bassin versant). Leur sont adjointes, en rappelant que la méthode de quantification des PCBs totaux y fut différente, les données extraites de Hugla *et al.* (1998) pour 17 stations de 11 rivières du Luxembourg (pour l'ensemble des espèces de poissons analysées, et en omettant les mesures effectuées sur les poissons du lac d'Esch-sur-Sûre, issus de réempoissonnements et présentant de ce fait, selon ces auteurs, des concentrations plus faibles), ainsi que 3 autres des marais de l'Ouest (Tans *et al.* 1995, Hugla, *com. pers.*). On observe une assez nette bioaccumulation des PCBs avec le poids (donc avec l'âge), sauf entre les échantillons d'anguilles de moins de 450g d'Alsace et du Luxembourg. Pour chaque classe de poids, les anguilles provenant de stations où la loutre est présente sont toujours nettement

moins contaminées par les PCBs; les anguilles du Scorff et des marais de l'Ouest, où les populations de loutres sont sédentaires, montrent des teneurs médianes sensiblement du même ordre, bien que deux anguilles (sur 27) des marais de l'ouest aient présenté une teneur supérieure à 200 µg/kg. Dans le cas du Luxembourg, les anguilles les moins contaminées, de surcroît très âgées (201 et 220 µg/kg pour un poids respectif de 470 et 840g), proviennent de la haute Sûre, une des rares localités où la loutre est encore présente.

Pour les anguilles, le seuil 3 proposé par Leonards *et al.* (1994) apparaît donc comme un plafond assez pertinent, à contrôler de façon plus étendue en liaison avec l'âge des anguilles, compte tenu du phénomène de bioaccumulation.

Bien que les comparaisons soient délicates (méthode de quantification des PCBs différente), ces résultats apparaissent néanmoins assez cohérents :

- avec les travaux néerlandais, où, dans les derniers sites colonisés par la loutre (Frise), la contamination des anguilles (20 à 52 µg/kg, somme de sept CBs) est inférieure à celle mesurée dans d'autres régions des Pays-Bas (Smit *et al.* 1994).
- avec les travaux d'Andersen *et al.* (1986) au Danemark : au sein de l'aire de distribution de la loutre (Jutland), les teneurs les plus élevées mesurées chez les anguilles sont de 140 µg/kg, soit bien moins que les maxima (510 et 600 µg/kg) près de Copenhague (Sealand, loutre absente).
- avec les analyses de Kruuk & Conroy (1993) en Ecosse, où, sur 10 sites échantillonnés (loutre présente / statuts variables), les teneurs en PCBs des anguilles sont presque indécélables (en poids frais), à l'exception de deux lacs intérieurs (où l'accumulation et la métabolisation des PCBs par les poissons est différente, en liaison avec la productivité lacustre; Larsson *et al.* 1992) et des îles Orcades (n=13, dont trois anguilles > 600g; moyenne arithmétique > 500 µg/kg, relation avec le poids non détaillée).

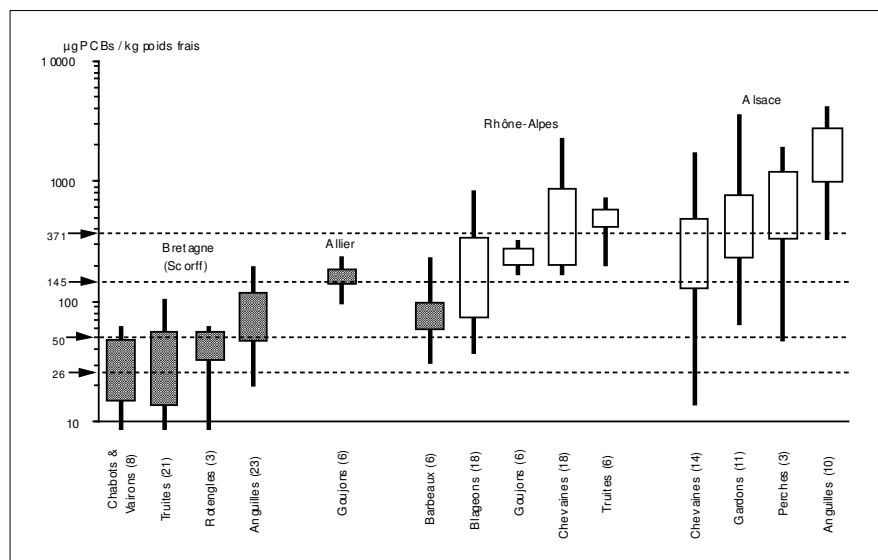


Figure 2 : Synthèse globale des teneurs en PCBs mesurées sur 11 espèces de poissons de 4 régions françaises. Résultats compilés par espèce de poisson (µg/kg de poids frais, amplitudes et intervalles interquartiles 25-75%), en distinguant les sites où, à l'époque des

analyses, la loutre est présente - et le plus souvent sédentaire - (barres grises) de celles où elle est absente (barres blanches). (toutes analyses : EPF Lausanne, d'après : EPFL/IGE/GS 1995; Michelot *et al.* 1995, Lafontaine & de Alencastro 1999, nombre d'échantillons analysés entre parenthèses).

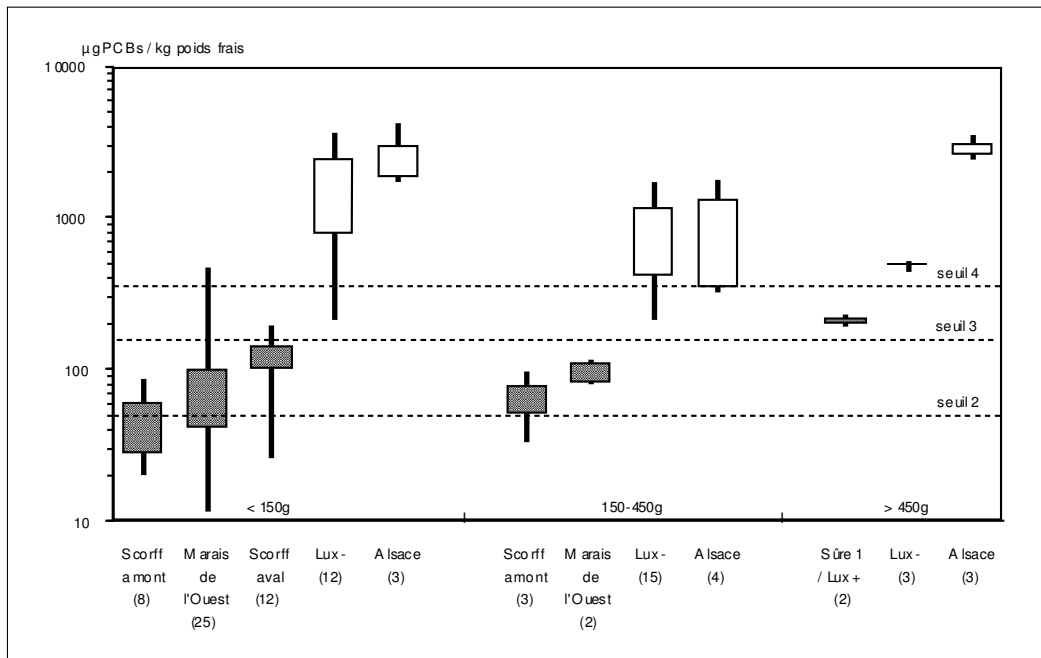


Figure 3 : Bilan synthétique de contamination des anguilles par les PCBs (3 classes de poids) : Alsace (EPFL/IGE/GS 1995), Bretagne (Lafontaine & de Alencastro 1999), Marais de l'Ouest (Tans *et al.* 1995, Hugla, *com. pers.*) et Luxembourg (Hugla *et al.* 1998). Nombre d'échantillons analysés entre parenthèses.

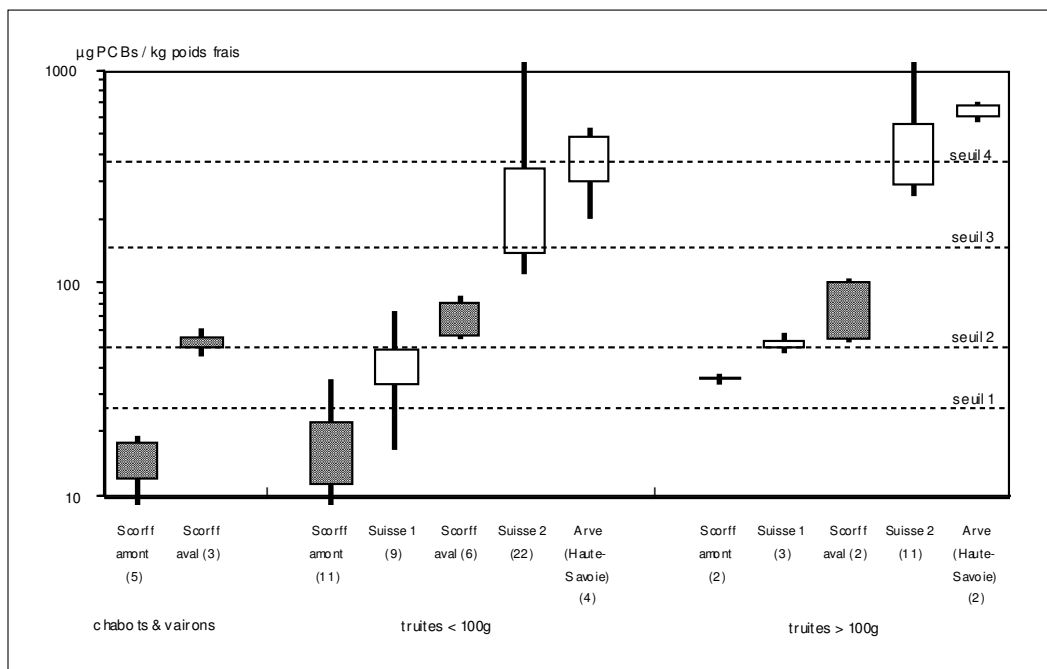


Figure 4 : Bilan synthétique de contamination de la truite et ses espèces d'accompagnement par les PCBs : Bretagne (Lafontaine & de Alencastro 1999), Rhône-Alpes (Michelot *et al.* 1995) et Suisse (Nicollérat 1990). (nombre d'échantillons analysés entre parenthèses). Pour la Suisse, ont été distingués les lots Suisse 1 (Scharzwasser et cours supérieur de la Thur) et Suisse 2 (toutes les autres rivières), qui diffèrent très significativement.

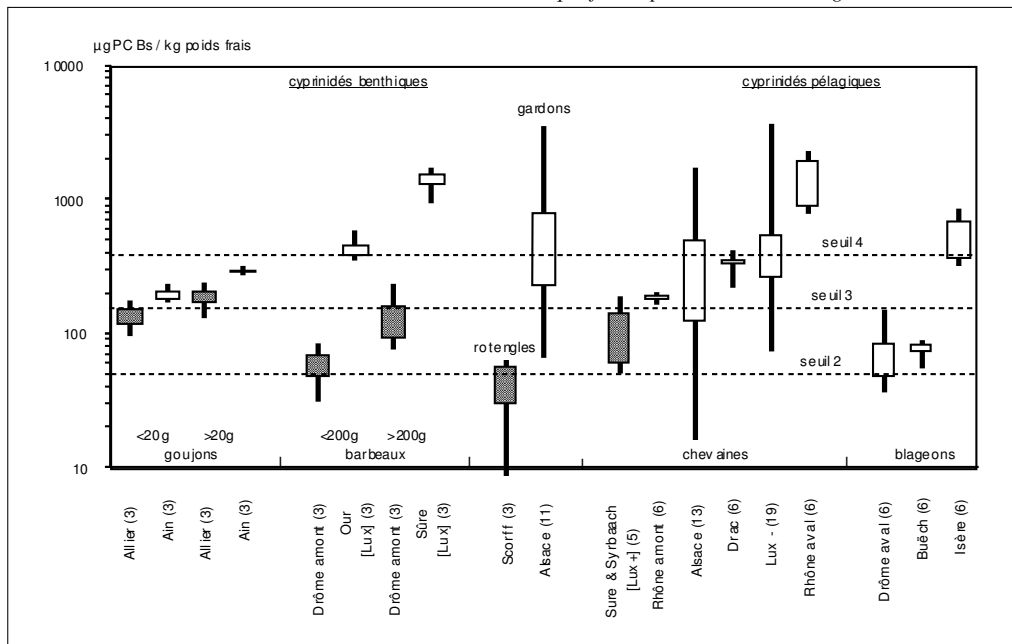


Figure 5 : Bilan synthétique de contamination des cyprinidés par les PCBs : Alsace (EPFL/IGE/GS 1995), Bretagne (Lafontaine & Alencastro 1999), Rhône-Alpes + Allier (Michelot *et al.* 1995) et Luxembourg (Hugla *et al.* 1998). Nombre d'échantillons analysés entre parenthèses.

Truite et espèces d'accompagnement (Figure 4)

L'analyse porte ici sur un échantillonnage réduit, chabots-vairons et truites du Scorff d'une part, truites de l'Arve (Haute-Savoie) et de Suisse d'autre part (Nicollerat 1990; méthode de quantification des PCBs totaux différente). Compte tenu des réserves d'interprétation que cela implique, ces résultats semblent malgré tout relativement concluants puisque la teneur minimale mesurée dans les petites truites de l'Arve est exactement le double de la teneur maximale observée dans les grosses truites à l'aval du Scorff (206 $\mu\text{g/kg}$ pour une truitelle de 10g contre 103 $\mu\text{g/kg}$ pour une truite de 200g). Dans tous les cas, on observe des teneurs plus élevées chez les grosses truites, et ainsi que cela a déjà été précisé, les chabots et les vairons sont toujours moins contaminés par les PCBs que les truites.

Si la concentration en PCBs chez la majorité des truites (26 sur 45) de Suisse, où la loutre a disparu, excède parfois très largement le seuil 3 de 145 $\mu\text{g/kg}$, il faut faire mention de la Scharzwasser et du cours supérieur de la Thur (Suisse 1, qui compte parmi les dernières rivières suisses où la loutre a été présente : Weber 1990), et où les truites montrent une contamination faible, intermédiaire à celle du Scorff amont et aval.

Dans le cas de la truite, à partir de cet échantillonnage réduit, le plafond, dépendant de la taille du poisson, attendrait le seuil de 145 $\mu\text{g/kg}$, proposé par Leonards *et al.* 1994, pour une truite de 500g, et serait de 84 $\mu\text{g/kg}$ pour une truitelle de 50g. (d'après valeurs maximales du Scorff aval). Dans le cas des chabots & vairons, le plafond se situerait plus bas, à 60 $\mu\text{g/kg}$ (maximum Scorff aval 1994). Ces tendances indicatives nécessiteraient bien entendu d'être confirmées sur la base d'un échantillonnage plus étendu.

Cyprinidés (Figure 5)

L'analyse porte ici sur 6 espèces de cyprinidés, qui diffèrent par leur comportement (benthique/pélagique), leur régime alimentaire (insectivore-invertivore/omnivore) ou leur longévité, ce qui a une incidence sur leur aptitude respective à accumuler les PCBs. Toutefois, la difficulté d'analyse tient précisément à un nombre important d'espèces peu comparables.

Le goujon *Gobio gobio* et le barbeau *Barbus barbus*, poissons insectivores-invertivores dominants au comportement benthique, présentent tous deux une bioaccumulation des PCBs avec l'âge et ces deux poissons apparaissent significativement moins contaminés par les PCBs quand la loutre est présente. Alors que chez les gros barbeaux on observe une relative adéquation avec le seuil de 145 $\mu\text{g/kg}$, le plafond serait plus élevé chez le goujon, mais le nombre restreint d'individus ne nous permet pas d'élaborer une hypothèse satisfaisante (n=3 dans l'Allier). Cette tendance provisoire nécessiterait confirmation sur un échantillonnage plus étendu.

Chez les autres cyprinidés, aucune bioaccumulation avec l'âge n'est ici patente, bien que Hugla *et al.* (1998) l'aient constaté chez la chevaine. Pour le gardon *Rutilus rutilus* et le rotengle *Scardinius erythrophthalmus*, peu d'échantillons ont été analysés, mais on constate à nouveau que les teneurs en PCBs des rotengles du Scorff, où la loutre est sédentaire, sont toujours inférieures à la plus basse valeur mesurée sur les gardons alsaciens (68 $\mu\text{g/kg}$, Zembs). Le seuil-plafond pourrait donc se situer sous ce niveau, c'est-à-dire au niveau du seuil 2 de 50 $\mu\text{g/kg}$ de Macdonald & Mason (1992).

En revanche, si les chevaines de la Sûre et de la Syrbaach (Luxembourg), où la loutre est présente [Lux+], montrent, statistiquement, les plus faibles valeurs enregistrées par

rapport à tous les autres lots de chevaines du Luxembourg [Lux-], d'Alsace ou de Rhône-Alpes (où la loutre est absente), et se situent à la limite du seuil de 145 µg/kg ; plusieurs rivières échantillonnées au Luxembourg ou en Alsace montrent des valeurs équivalentes, voire même plus basses en Alsace (Orch, Doller, Zembs). Enfin, les blageons *Leuciscus soufia*, qui n'ont fait l'objet d'analyses que sur trois rivières de Rhône-Alpes où la loutre est absente, montrent des teneurs variables situées soit en dessous du seuil de 145 µg/kg (Drôme aval, Buëch), soit nettement au-dessus (Isère). Il faudrait donc tester, sur des stations où la loutre est sédentaire si un plafond se situerait au-dessous de la valeur la plus basse (38 µg/kg, Drôme aval).

Contrairement aux autres cyprinidés, ces deux dernières espèces, pélagiques, ne semblent donc pas, sur la base de ces résultats, constituer des indicateurs particulièrement appropriés pour la mise en évidence d'un plafond spécifique.

Conclusion

Cet essai de synthèse, basé uniquement ici sur des concentrations en PCBs totaux, tend à accréditer l'existence de seuils spécifiques (=propres à chaque espèce de poisson) au-delà desquels la loutre serait absente, hormis pour le chevaie et le blageon, cyprinidés pélagiques. Indépendamment de tout autre facteur de menace ou de disparition, qui peut localement jouer un rôle, les PCBs apparaissent bien constituer a minima un facteur déclenchant, sinon aggravant, dans la régression chronique de l'espèce, compte tenu des phénomènes de synergie ou d'antagonisme, peu élucidés, avec d'autres polluants. De tels plafonds spécifiques ne contredisent pas réellement les seuils déjà proposés et qui concernent l'ensemble des proies dont se nourrit la loutre. Mais, à partir du constat que certaines espèces de poissons accumulent plus que d'autres les PCBs, il faut tenir compte du comportement alimentaire de la loutre, localement et saisonnièrement, selon la disponibilité des diverses espèces de poissons et leur sélectivité par l'espèce. En outre, comme le précisent Smit *et al.* (1998), il apparaît nécessaire de mieux comprendre les capacités d'assimilation, de métabolisation et d'élimination des PCBs par les poissons et par la loutre, et notamment les congénères coplanaires (proches des dioxines), les plus toxiques. Il faut rappeler également que les seuils les plus exigeants sont des estimations de 'nombres-guides', c'est-à-dire en deçà desquels on suppose a priori que les populations de loutres peuvent se maintenir en bonne santé à long terme ("no adverse effect level"), par opposition à des seuils moins exigeants qui requièrent de se préoccuper du problème. En d'autres termes, si la loutre accumule *de facto* les PCBs, il est important de déterminer quel taux peut devenir problématique pour la survie des populations à long terme, compte tenu de la durée cumulative d'exposition à une concentration pouvant poser problème. Dans ce contexte, cette approche empirique suggère déjà que des plafonds propres à chaque espèce de poisson peuvent apparaître, dans certains cas selon la taille, et donc l'âge, des poissons analysés, en vertu des phénomènes de bioaccumulation. Elle souligne également :

- la nécessité d'harmonisation des méthodes d'extraction et de quantification des PCBs, afin de mieux fiabiliser les comparaisons, via une approche par congénères,
- en terme d'analyse statistique, l'importance d'un traitement par amplitudes / médianes / interquartiles (ou moyennes géométriques), plutôt que par moyenne arithmétique et écart-type, dès lors que la distribution des valeurs n'est pas normale,
- enfin que la taille des échantillons analysés apparaît déterminante pour dégager des tendances pertinentes.

Tout ceci justifierait pleinement des analyses complémentaires de poissons, notamment provenant des rivières occupées par la loutre, selon le statut effectif et le recrutement des populations locales. Ceci est un point fondamental dans la mesure où cette notion de seuil réhibitoire - s'il existe - apparaît aussi lié au statut local des populations : si le recrutement est fort, des adultes contaminés pourraient être rapidement remplacés par des subadultes originaires de zones limitrophes non contaminées (Ruiz-Olmo *et al.* 1998). A contrario, lorsque les densités de population deviennent plus faibles, et en particulier aux marges de recolonisation, la problématique de contamination par les PCBs peut devenir plus manifeste et les seuils de sensibilité s'avérer plus aigus, et on pourrait admettre que de tels plafonds évoluent dans l'espace et dans le temps.

Quoi qu'il en soit, il nous semble que cette question constitue une des composantes essentielles des mécanismes de recolonisation de secteurs désertés par l'espèce. C'est pourquoi il apparaîtrait opportun de procéder à un suivi régulier de contamination d'espèces-cibles (traceurs) de poissons, et notamment l'anguille, ainsi que l'ont déjà recommandé Macdonald & Mason (1992), Mounaix & Fontenelle (1994) ou Smit *et al.* (1998). Ce suivi devrait alors être pleinement intégré dans les démarches en cours en matière de définition de corridors potentiels de recolonisation pour la loutre, à l'aide de systèmes d'informations géographiques (SIG), comme celle menée dans le cadre de l'UICN au plan pan-européen (Otter Habitat Network Europe, Reuther *et al.*, *in press*).

Au delà de tous les autres critères retenus, qui ont certes leur importance, un tel réseau de contrôle régulier, *via* un traceur tel que l'anguille ou un échantillon représentatif - espèces et tailles - de poissons si l'anguille est absente, ainsi que d'épreintes de loutres là où l'espèce est sédentaire (Lafontaine & de Alencastro 1999), s'avèrerait ainsi de première importance, si l'on en juge par les résultats, plutôt concordants développés ici, dans la définition d'une stratégie cohérente pour la conservation de la loutre et, à travers cette espèce-clé, des milieux aquatiques dans la globalité de leur fonctionnement.

Remerciements

E. Prévost (UMR Ecologie et Qualité des Hydrosystèmes Continentaux, INRA Rennes), N. Jeannot (Unité Expérimentale en Ecologie et Ecotoxicologie Aquatique, Station INRA Pont-Scorff) et J.M. Le Blavec (Conseil Supérieur de la Pêche, délég. Bretagne/Basse-Normandie) ont réalisé les captures de poissons sur le Scorff; nous remercions également Dominique Grandjean, Lionel Spack et Kristin Becker - van Slooten, qui ont procédé à l'essentiel des analyses de poissons pour le compte de l'Ecole

Polytechnique Fédérale de Lausanne, ainsi que, pour leur aide amicale, Gilles Monod (Equipe Ecotoxicologie Aquatique, INRA-SCRIBE Rennes), Jim Conroy (Centre for Hydrology and Ecology, Ecosse) et Jean-Louis Hugla (Laboratoire d'Ecologie Animale et d'Ecotoxicologie, Université de Liège, Belgique), qui a effectué une relecture critique de cette synthèse et qui a bien voulu communiquer les données d'analyses d'anguilles des Marais de l'Ouest. Nous remercions enfin Guillaume Chapron, François Moutou et les relecteurs anonymes qui ont bien voulu réagir sur ce texte.

Mots-clés : loutre d'Europe, *Lutra lutra*, polychlorobiphényles (PCBs), poissons, seuils critiques, corridors potentiels de recolonisation.

Références

- Andersen A.G., Askaa G. & Orbak K. 1986. Danish fresh water fish. Contents of trace elements, PCB and chlorinated pesticides. Publ. 138, Miljøministeriet, Levnedsmiddelstyrelsen, Søborg.
- Brunelle R. 1997. Réintroduction de la loutre en Alsace. Rapp. APRECIA soumis au Conseil National de protection de la Nature, 54pp + annexes.
- EPFL/IGE/GS 1995. Détermination des polychlorobiphényles (PCBs) dans des poissons des rivières d'Alsace (France). Rapport d'étude EPFL (Institut de Génie de l'Environnement - Génie sanitaire) pour l'APRECIA, 34pp.
- Hugla J.-L., Dohet A., Thys I., Hoffmann L. & Thomé J.-P. 1998. Contamination par les PCBs et les pesticides organochlorés des poissons du Grand-Duché de Luxembourg: incidence possible sur les populations de loutre (*Lutra lutra* L.). Annales de Limnologie, 34, 201-209.
- Jönsson C.-J., Lund B.-O. & Brandt I. 1993. Adrenocorticolitic DDT-metabolites: studies in mink, *Mustela vison* and otter, *Lutra lutra*. Ecotoxicology, 2, 41-53.
- Kruuk H., Conroy J.W.H. & Carss, D.N. 1993. Otters, eels and contaminants. Institute of Terrestrial Ecology, Report to Scottish Natural Heritage, 21pp.
- Kruuk H. & Conroy J.W.H. 1996. Concentrations of some organochlorines in otters (*Lutra lutra* L.) in Scotland: implications for populations. Environmental Pollution, 92, 165-171.
- Kruuk, H. 1997. The significance of PCBs in otters : a reply. IUCN Otter Specialist Group Bulletin, 14(2) : 54-56.
- Lafontaine L., De Alencastro, L.F. (Dir.) et al. 1999. Contamination des biocénoses aquatiques par les pesticides et les PCBs : mise au point d'une méthode complémentaire d'évaluation par le biais d'un bio-indicateur intégrateur, la loutre d'Europe. CORPEP-Bretagne, Agence de l'Eau Loire-Bretagne, fonds structurels européens (5b), Syndicat du Scorff, 75pp.
- Larsson P.L., Collvin L.O. & Meyer G. 1992. Lake productivity and water chemistry as governors of the uptake of persistent pollutants in fish. Envir. Sci. Technol., 26, 346-352.
- Leonards P.E.G., Smit M.D., de Jongh A.W.J.J. & van Hattum B.G.M. 1994. Evaluation of dose-response relationships for the effects of PCBs on the reproduction of mink (*Mustela vison*). Institute for Environmental studies, Dutch Otterstation Foundation, Free University, Amsterdam, rapp. n° R94/6, 50pp.
- López-Martin J.M., Ruiz-Olmo J. & Borrel A. 1995. Levels of organochlorine compounds in freshwater fish from Catalonia, N.E. Spain. Chemosphere, 31, 3523-3535.
- Macdonald S.M. & Mason C.F. 1992. Statut et besoins de conservation de la loutre (*Lutra lutra*) dans le Paléarctique occidental. Conseil de l'Europe, doc. T-PVS (92) 43, 48pp. (édité en 1994, coll. sauvegarde de la nature, n°67, 54pp.).
- Mason, C.F. 1997. The significance of PCBs in otters at national and regional scales. IUCN Otter Specialist Group Bulletin, 14 (1) : 3-12.
- Mason, C.F. 1998. Decline in PCB levels in otters. Chemosphere, 36/9 : 1969-71.
- Meunier, F.J. 1994. Données sur la croissance de l'anguille dans le cours moyen du Rhin, région alsacienne. Bull. Fr. Pêche. Piscic., 335 : 133-144.
- Michelot J.-L., de Alencastro L.F., Laurent L., Becker K. & Grandjean D. 1998. Contamination par les PCB et les métaux lourds de différents cours d'eau de la région Rhône-Alpes et potentialité de réintroduction de la Loutre (*Lutra lutra*). Le Bièvre, 16, 3-27.
- Mounaix B. & G. Fontenelle 1994. L'anguille, espèce traceur des pollutions dans le bassin versant de l'Élorn et en Rade de Brest : étude de faisabilité. Rapport Contrat de Baie Rade de Brest, 37p. + annexes.
- Nicollerat S. 1990. Résultats des analyses de PCBs et DDT réalisés sur des échantillons de poissons de lacs et rivières suisses. Rapport d'étude EPFL/IGE/GS , 22pp.
- Reuther C., Krekemeyer A. & Vowinkel C.J. (à paraître). The project 'Otter Habitat Network Europe' (OHNE) - Method and progress of an attempt to prepare a spacious standard of assessment for potential otter habitats. Proc. Marder-Kolloquium, 10pp.
- Ruiz-Olmo J., Lopez-Martin J. M. & Delibes M. 1998. Otters and pollution in Spain. Symp. Zool. Soc. London, 71, 325-338.
- Smit M.D., Leonards P.E.G., van Hattum B.G.M. & de Jongh A.W.J.J. 1994. PCBs in European otter populations. Institute for Environmental studies, Dutch Otterstation Foundation, Free University, Amsterdam, rapp. n° R94/7, 77p. + annexes.
- Smit M.D., Leonards P.E.G., Madsen A.B., van Hattum B.G.M., Murk A.J. & de Jongh A.W.J.J. 1996. Bioaccumulation of PCBs in Danish otter habitats. Institute for Environmental studies, Free University, Amsterdam, 7-31.
- Smit M.D., Leonards P.E.G., de Jongh A.W.J.J. & van Hattum B.G.M. 1998. Polychlorinated Biphenyls in the Eurasian Otter (*Lutra lutra*). Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 157, 95-130.
- Strachan R. & Jefferies D.J. 1996. Otter survey of England 1991-1994. The Vincent Wildlife Trust, London, 223 pp.
- Tans M., Hugla J.-L., Libois R. M., Rosoux R. & Thomé J.-P. 1995. Etude du niveau de contamination par les PCBs et les pesticides organochlorés de loutres et d'anguilles issues des zones humides de l'ouest de la France. Cahiers d'Ethologie, 15 : 321-324.
- Weber, D. 1990. La fin de la loutre en Suisse. OFEFP, Berne, cahiers de l'environnement, n°128, 101pp.
- Wells D.E., Maier E.A. & Griepink B. 1992. Developments in the analysis of chlorobiphenyls in environmental matrices for certification purposes. Inter. J. Environ. Anal. Chem., 46, 265-275.

A comparative examination of fish contamination by polychlorobiphenyls (PCBs) vs the respective status of Eurasian otters (*Lutra lutra* L.) from several western European regions, is done here with regard to critical levels of fish contamination proposed by various authors. This analyse allowed to test the fitness of these levels according to the fish species and their size. There is a trend to point out the trueness of species-specific thresholds of PCBs contamination in fish as key-factors beyond which survival of otter populations seems to be affected. Perspectives for assessing otter recolonization corridor potentialities, through a regular monitoring of fish markers, are then discussed.

key words : Eurasian Otter, *Lutra lutra* L., polychlorobiphenyls (PCBs), fish, critical levels, recolonization corridor potentialities.

Situación de la nutria Europea (*Lutra lutra* L.) y contaminación de los peces por los bifenilpoliclorados (PCBs): elementos de síntesis y perspectivas.

Un examen comparativo de la contaminación de los peces por los bifenilpoliclorados (PCBs) y la situación respectiva de la nutria europea (*Lutra lutra* L.) en varias regiones de Europa occidental es efectuada en relación a los valores límites críticos de la contaminación de los peces propuestos por diferentes autores. Este análisis permitió evaluar la adecuación de estos límites en función de las especies de peces que se estudiaron y de sus diferentes tallas. Este análisis tiende a resaltar la validez de los límites específicos de contaminación de los peces por los PCBs, como factores claves más allá de los cuales la sobrevivencia de las poblaciones de nutrias parece afectada. Las perspectivas en materia de definición de los corredores potenciales de recolonización de la especie, mediante seguimiento regular de los peces trazadores, son discutidos a continuación.