

Écotoxicologie

CONTAMINATION MÉTALLIQUE DES POISSONS DU BASSIN ARTOIS-PICARDIE. AIDE À L'INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS À L'USAGE DU GESTIONNAIRE

par

K. NOPPE¹ et J. PRYGIEL²⁻¹

Soucieuse d'obtenir des données à la fois sur la contamination des milieux aquatiques et sur l'aptitude du poisson à être consommé, l'Agence de l'Eau Artois-Picardie a mis en œuvre entre 1994 et 1996, un réseau expérimental du suivi de la contamination métallique des chairs de poisson. Des analyses métalliques (As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb et Zn) ont été réalisées sur l'anguille, le gardon et la perche qui sont les espèces les plus communes du bassin. Un premier bilan montre qu'il n'y a pas, du point de vue réglementaire, de contamination susceptible de conduire à une interdiction de la consommation. Pour ce qui est de la contamination des milieux aquatiques, seul le mercure semble poser des problèmes avec des concentrations parfois élevées dans des secteurs peu densément peuplés et exempts de toute activité industrielle. L'importance du mode d'expression des résultats et surtout des valeurs de référence utilisées pour l'interprétation des données (valeurs naturelles, normes, recommandations, doses admissibles...) est discutée.

Metal contamination of fishes of the Artois-Picardie water basin : a method of interpretation of results for the manager

Fish are largely used for the evaluation of the quality of aquatic systems and as evidence for metallic contamination. With the purpose of obtaining information on the contamination of rivers and on the edibility of fishes, the Agence de l'Eau Artois-Picardie conducted an experimental strategy between 1994 and 1996 to monitor metal contamination in fish flesh at 55 sites. Analyses for As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb and Zn were carried out on the eel, the roach and the perch, the most common species. A first evaluation of the data shows that from a legislative point of view, there is no contamination susceptible of leading to a banning of consumer goods. Regarding the contamination of aquatic systems, only mercury seems to pose problems with sometimes high concentrations in a sparsely populated river sections which are exempt from any metal-polluting industrial activities. The role of some parameters such as the choice of species, the expression of analytical results, and especially the choice of reference (natural values, norms, recommandations, admissible doses...) is discussed.

Introduction

Les poissons sont souvent utilisés comme indicateurs de la qualité des milieux aquatiques (OBERDORFF, 1992 ; HARRIS, 1995 ; LANG & MENZEL, 1997), et comme support pour l'estimation de la pollution métallique et microorganique dans le cadre de suivis (MASON, 1987 ; MASON & BARAK, 1990 ; KIDWELL *et al.*, 1995) ou d'études spécifiques telles que l'impact de l'acidification des eaux sur le relargage des métaux (WIENER *et al.*, 1990 ; BERNINGER & PENNANEN, 1995), l'impact d'exploitations minières (AZCUE & DIXON, 1994 ; PORVARI, 1995) ou de bassins d'eaux pluviales (MEYBECK & THOMAS in CHAPMAN, 1992). Ces organismes présentent en effet de nombreux avantages dont celui de permettre la détermination du niveau de contamination du milieu naturel à un niveau trophique élevé intégrant un grand nombre de facteurs environnementaux (LOVETT, 1972 ; PONCE & BLOOM, 1991). Les poissons étant également des organismes très médiatiques et leur consommation suscitant de nombreuses interrogations quant à leur éventuelle contamination, l'Agence de l'Eau Artois-Picardie a mis en œuvre un réseau expérimental de surveillance de la qualité des chairs et des foies de poissons entre 1994 et 1996. Des analyses ont été récemment réalisées par un bureau d'étude dans le marais audomarois à la demande du Parc Naturel Régional. Elles ont abouti à diagnostiquer une contamination de plusieurs espèces de poissons (anguille et brème) par le mercure, le nickel et le zinc. La diffusion de ces conclusions par voie de presse a conduit les autorités préfectorales à suspendre la consommation du poisson dans le secteur concerné et à demander de nouvelles campagnes d'analyses (CHAVAUDRA, 1998). Un examen attentif des données brutes a montré qu'il s'agissait essentiellement d'un problème de transcription et d'interprétation des données analytiques (PEIGNEN, 1998). Cette erreur a non seulement entraîné des campagnes de mesures d'un coût non négligeable afin de lever toute ambiguïté mais surtout, a suscité un climat de méfiance dans l'opinion publique. Il nous a paru utile au vu de l'expérience acquise en réseau ces dernières années, de passer en revue quelques éléments à prendre en compte lors de l'exploitation des données de contamination de poissons afin d'éviter que de tels problèmes ne se reproduisent.

Matériels et Méthodes

Le réseau expérimental est constitué de 55 stations réparties de façon homogène sur l'ensemble du bassin Artois-Picardie (figure 1). Le choix des stations s'est appuyé sur les connaissances préexistantes des milieux et biocénoses et notamment sur les résultats des schémas piscicoles départementaux. L'ensemble des stations est représentatif de l'éventail des niveaux typologiques et des degrés de perturbations des écosystèmes au niveau du bassin.

L'échantillonnage a été réalisé par pêche électrique en septembre-octobre de chaque année entre 1994 et 1996, et à raison d'une vingtaine de stations par an, par le Conseil Supérieur de la Pêche (délégation de Compiègne). Trois espèces ont été retenues en fonction de leur distribution géographique et de leur abondance. Le gardon (*Rutilus rutilus*), l'anguille (*Anguilla anguilla*), et la perche (*Perca fluviatilis*) sont les

Contamination métallique des poissons

trois espèces les plus fréquemment rencontrées dans les stations du Réseau Hydrobiologique et Piscicole du bassin Artois-Picardie (CSP, 1996). Le gardon est présent dans presque tous les cours d'eau du bassin Artois-Picardie à l'exception des cours d'eau littoraux. La perche est également une espèce commune et populaire sur le bassin, mais cependant moins abondante. L'anguille enfin, présente un grand intérêt biologique et médiatique. Elle peut parfois constituer jusqu'à la moitié de la biomasse piscicole d'une station et est largement consommée dans le bassin Artois-Picardie. Elle fait également l'objet d'une pêche artisanale en Haute-Somme. Sa colonisation dans le bassin Artois-Picardie est cependant limitée par les barrages, et elle est de ce fait souvent absente dans l'est du bassin (CSP, 1997). A chaque station, les poissons ont été regroupés par espèces et des lots de poissons de même taille réalisés pour obtenir une quantité finale de chair de 1 kg.

Les analyses ont porté sur 8 métaux (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) et ont été réalisées par l'Institut Pasteur de Lille. Les poissons sont séparés, pesés et mesurés sur le terrain. Les organes devant subir une analyse sont ensuite prélevés puis congelés à -20°C. Au laboratoire, les échantillons sont lyophilisés et broyés après mesure du pourcentage d'humidité. Selon le métal considéré, ils subissent une minéralisation acide (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), une digestion par voie sèche (As) ou une digestion par un mélange d'acides et de permanganate (Hg). La quantification des teneurs métalliques est ensuite réalisée par Spectroscopie d'Absorption Atomique (SAA) en flamme (Cu, Zn), en four (Cd, Pb) ou par Spectroscopie d'émission dans un plasma d'argon (As, Cr, Hg, Ni).

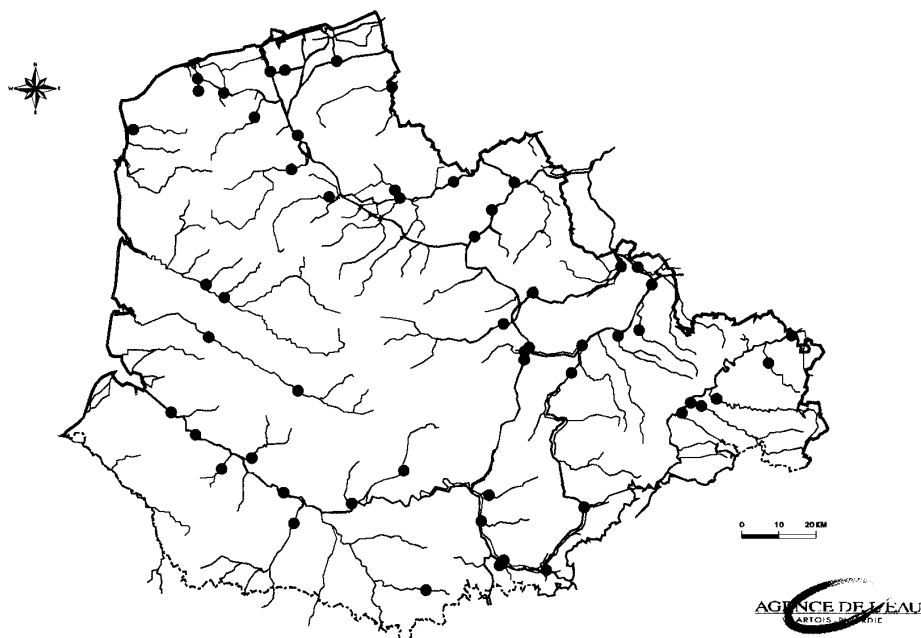


Figure 1

Carte de situation des stations du réseau poissons/métaux dans le bassin Artois-Picardie.

Bulletin de la Société zoologique de France 124 (4)

Seules les chairs ont été analysées en 1994 sur 13 stations. Chairs et foies ont été analysés en 1995 et 1996. Tous les résultats sont exprimés en mg par kg de poids frais. Seuls les résultats sur les chairs seront présentés afin d'évaluer le risque pour le consommateur.

Contamination des poissons du bassin Artois-Picardie : principaux résultats

Les résultats des analyses sur chairs de la campagne 1994-1996, ont été synthétisés dans le tableau 1. Le taux d'humidité fluctue fortement selon l'espèce, de 42.9% à 75% pour l'anguille, de 74.8% à 81.6% pour le gardon, et de 74.7% à 79.6% pour la perche. Les tailles des poissons sont faibles pour les gardons (115-310mm) et les perches (120-310mm) et élevés pour les anguilles (350-700mm).

Tableau 1

Résultats des données du Bassin Artois-Picardie : 1994-1996.
Contamination métallique des chairs de poissons (mg/kg poids frais).

	Anguille		Gardon		Perche	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max
As	<0.1	0.49	<0.1	0.17	<0.1	0.19
Cd	<0.01	0.04	<0.01	0.02	<0.01	0.03
Cr	0.06	0.27	<0.05	0.44	<0.05	0.19
Cu	0.19	0.89	0.17	1.25	0.17	1.64
Hg	0.03	0.67	<0.01	0.30	<0.01	0.34
Ni	0.13	0.29	<0.09	0.17	<0.09	0.17
Pb	0.07	0.27	<0.05	0.16	<0.05	0.16
Zn	6.25	34.96	2.97	38.8	2.58	16.20
% eau	42.90	75.00	74.80	81.60	74.20	81.60
Taille (mm)	350	700	115	310	120	310

Pour certains métaux, les concentrations varient fortement d'un site à l'autre (As, Cr, Cu, Hg et Zn) alors que pour d'autres (Cd, Ni et Pb), les concentrations demeurent faibles et constantes. Les concentrations métalliques minimales rencontrées dans les chairs des poissons du bassin Artois-Picardie sont très faibles, variant de la limite de détection <0.01 mg/kg sur l'Omignon et la Sambre pour le mercure à 0.11 mg/kg sur la Solre pour le zinc. Les concentrations maximales sont observées pour le zinc sur le Canal de Roubaix (38.8 mg/kg) et le cuivre sur la Sensée (1.64 mg/kg). Le plus souvent, l'anguille est l'espèce dont les teneurs métalliques sont les plus importantes sauf pour le chrome et le zinc, vraisemblablement en raison de taux d'humidité plus faibles et à l'inverse, de teneurs en graisse plus élevées pouvant parfois dépasser 30%. Lorsque les trois espèces sont présentes simultanément, le gardon et la perche ont des concentrations beaucoup plus faibles que l'anguille. Il existe cependant des exceptions : les chairs de perches sont les plus chargées en cuivre sur la Sensée ; celles du gardon en zinc sur le canal de Roubaix.

Contamination métallique des poissons

Afin de constater une éventuelle contamination des sites observés, les données ont été comparées aux valeurs limites du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF), complétées par celles de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) quand elles n'existent pas (tableau 2). Aucune valeur limite pour la consommation du poisson n'a été recensée pour le chrome et le nickel. D'après cette comparaison, aucun poisson du bassin Artois-Picardie ne serait contaminé.

Tableau 2

Valeurs limites des concentrations métalliques dans les chairs de poissons (mg/kg de poids frais).
CSHPF : Conseil Supérieur Hygiène Publique de France.
OMS : Organisation Mondiale de la Santé.

Métaux	Normes et recommandations	Valeurs	Références
As	Norme sanitaire	0.5	HEIT & KLUSEK, 1985
Cd	Limite CSHPF dans les poissons	0.1	CSHPF, 1996
Cu	Limite OMS dans les poissons comestibles	30	OMS, 1994
Hg	Limite CSHPF dans les poissons non prédateurs	0.5	CSHPF, 1996
	Limite CSHPF dans les poissons prédateurs	1	CSHPF, 1996
Pb	Limite OMS dans les poissons comestibles	0.5	OMS, 1994
Zn	Limite OMS dans les poissons comestibles	1000	OMS, 1994

* pas de valeurs pour Cr et Ni.

Tableau 3

Classes de contamination obtenues à partir des concentrations métalliques minimales rencontrées dans les chairs de poissons du bassin Artois-Picardie (mg/kg de poids frais).

Anguille

Facteur contamination	<3 faible	3-9 moyenne	>9 forte
As	<0,3	0,3-0,9	>0,9
Cd	<0,03	0,03-0,09	>0,09
Cr	<0,18	0,18-0,54	>0,54
Cu	<0,57	0,57-1,71	>1,71
Hg	<0,09	0,09-0,21	>0,21
Ni	<0,39	0,39-1,27	>1,27
Pb	<0,21	0,21-0,63	>0,63
Zn	<18,75	18,75-50,25	>50,25

Gardon et Perche

Facteur contamination	<3 faible	3-9 moyenne	>9 forte
As	<0,3	0,3-0,9	>0,9
Cd	<0,03	0,03-0,09	>0,09
Cr	<0,15	0,15-0,45	>0,45
Cu	<0,51	0,51-1,53	>1,53
Hg	<0,03	0,03-0,09	>0,09
Ni	<0,27	0,27-0,81	>0,81
Pb	<0,15	0,15-0,45	>0,45
Zn	<7,74	7,74-23,22	>23,22

Bulletin de la Société zoologique de France 124 (4)

D'autre part, si ces mêmes données sont confrontées à celles obtenues sur la base des concentrations minimales rencontrées dans les chairs des poissons du bassin Artois-Picardie. De la même façon que pour les sédiments du bassin Artois-Picardie, différents niveaux de contamination (tableau 3) peuvent être considérés en séparant l'anguille du gardon et de la perche. Cette analyse montre que les régions les plus contaminées le sont essentiellement par le mercure et concernent le plus souvent l'anguille. Il s'agit soit de secteurs fortement urbanisés et industrialisés (Amiens, Péronne, St Omer, Douai et Lille) soit de cours d'eau littoraux présentant une bonne qualité d'eau et de sédiment (Authie, Créquoise, Hem et Slack). Par contre, les poissons de certains secteurs fortement urbanisés et possédant des sédiments contaminés (Abbeville, Calais, St Quentin) sont très peu touchés par la contamination métallique.

Discussion

Les résultats obtenus dans le cadre du suivi de la contamination des poissons du bassin Artois-Picardie montre l'importance du choix des espèces. L'anguille est dans la plupart des cas l'espèce la plus contaminée. Cette particularité s'explique à la fois par son régime alimentaire (BARAK & MASON, 1990) et son mode de vie fouisseur (PIETERS & GEUKE, 1994). L'anguille est de fait parfois considérée comme un mauvais indicateur de contamination métallique et microorganique (MASON & BARAK, 1990). C'est aussi une espèce migratrice non représentative du site étudié (PIETERS & GEUKE, 1994). Le gardon est un omnivore présent dans presque toutes les stations et vivant en pleine eau. Il fait quelquefois l'objet de rempoissonnements. Il y a donc lieu de s'en informer auprès des Fédérations Départementales de Pêche pour éviter de réaliser des analyses sur des poissons d'élevage. Les espèces choisies doivent donc être à la fois représentatives et présentes à l'échelle de la zone étudiée afin de pouvoir comparer les résultats.

L'interprétation des données varie selon les objectifs de l'étude. Suivant que l'on s'intéresse à la consommation du poisson ou à la contamination du milieu, les références susceptibles d'être retenues n'ont ni les mêmes valeurs ni la même signification. Les références utilisées dans le cadre d'études portant sur la consommation de poisson sont très souvent largement supérieures aux valeurs dites « naturelles », et s'appuient sur des tests toxicologiques et des enquêtes épidémiologiques. Elles peuvent s'appliquer partout quelles que soient les concentrations de référence pour le milieu naturel. Il en va tout autrement pour ces dernières qui varient en fonction de la zone géographique étudiée et du métal considéré (MOORE & RAMAMOORTLY, 1984 ; ANDERSEN & DEPLEDGE, 1997). Il est donc souhaitable avant d'entreprendre de telles études d'estimer ces concentrations naturelles de référence ou au moins de disposer de témoins fiables.

Le mercure est le seul métal véritablement préoccupant dans le bassin Artois-Picardie. Le plus souvent, les directives, normes et recommandations ont été établies pour la chair du fait qu'il s'agit de la seule partie consommée. Certains auteurs effectuent cependant des mesures sur d'autres organes : le foie (ZARSKI *et al.*, 1997), les

Contamination métallique des poissons

branchies (ZARANYKA & GOREDEMA, 1997), les reins (BERNINGER & PENNANEN, 1995), la peau (SEYMORE *et al.*, 1995) voire même le poisson entier (SCHMITT & BRUMLAUGH, 1990 ; SCHARENBERG *et al.*, 1994). Or, les concentrations métalliques ne sont pas comparables d'un organe à l'autre, même si certains auteurs appliquent des facteurs de conversion (CHEVREUIL *et al.*, 1995). La forme du métal et l'unité dans laquelle la concentration est exprimée peut également revêtir un intérêt. Le plus souvent, les résultats sont exprimés en mercure total (BARAK & MASON, 1990 ; STEPHENS, 1995). Certains auteurs analysent cependant le méthylmercure (MeHg) qui est la forme la plus toxique du mercure (PIETERS & GEUKE, 1994). Certains convertissent leurs données en mercure total en considérant que 90% ou 75% du mercure est sous une forme méthylée (AYAS & KOLANKAYA, 1996 ; ALLEN-GIL *et al.*, 1997 ; NAKAGAWA *et al.*, 1997). D'autres évaluent ce pourcentage à partir de leur propre jeu de données. Selon ANDERSEN & DEPLEDGE (1997), 62.8 à 100% du mercure est sous la forme MeHg ; selon GUTLEB *et al.* (1997), ce taux est de 53.5 à 96.9%. Le taux d'humidité joue également un rôle important dans l'expression des analyses. Les résultats d'analyses sont exprimés le plus souvent en mg/kg de poids sec et doivent être convertis en mg/kg de poids frais en évaluant le taux d'humidité, pour permettre une comparaison avec des valeurs limites. Dans le cadre de cette étude, ces taux ont été mesurés pour chaque échantillon et varient sensiblement entre espèces et au sein d'une même espèce. Certains auteurs utilisent pour la conversion un taux d'humidité par défaut. Celui-ci correspond à une valeur moyenne pour une espèce ou pour toutes espèces confondues. Il est généralement de l'ordre de 75 à 78% (ALLEN-GIL & MARTYNOV, 1995 ; GUMGUM *et al.*, 1994). Reste enfin le choix des références. Parmi toutes les valeurs guides, normes et valeurs limites, il faut choisir la valeur la plus appropriée (tableau 4). Il est utile de rappeler que chaque terme a une signification bien précise. « Les valeurs guides et recommandations ne constituent pas des valeurs impératives. Ces valeurs doivent être établies par des autorités nationales ou internationales après une analyse du rapport risques/avantages en prenant en compte des conditions environnementales, sociales, économiques et culturelles locales » (OMS, 1994). Rappelons également qu'en Europe, une norme nationale peut être plus exigeante qu'une norme européenne mais en aucun cas moins exigeante. Le respect de la norme européenne s'impose donc en premier lieu. Il n'existe pas de norme à proprement parler en France, mais le CSHPF a émis dès 1972 une proposition de norme provisoire de 0.5 mg Hg/kg de poids frais pour les poissons en général et de 0.7 mg/kg de poids frais pour les poissons prédateurs. Cette dernière valeur limite a été ramenée à 1 mg Hg/kg de poids frais pour les prédateurs dont font partie l'anguille et le brochet (BOISSET, 1996). La directive européenne de 0.3 mg/kg établie en 1979 (MASON, 1987) a été remplacée en 1993 par la décision européenne n°93351 (CSP, 1996) fixant les limites de consommation des chairs de poissons non prédateurs à 0.5 et celles des prédateurs à 1 mg Hg/kg, ce qui explique pourquoi le CSHPF applique ces valeurs à partir de 1996. Rappelons enfin que ces valeurs limites ne sont pas exécutoires à l'heure actuelle. Quoiqu'il en soit, il est indispensable de savoir à quelle catégorie de poisson se rapporte l'espèce étudiée. Deux valeurs différentes existent aux USA. La Food and Federal Drug Administration (FDA) a émis une valeur limite de 1 mg/kg de poids frais et l'Environmental Protection Agency (EPA) une valeur limite de 0.6 mg/kg de poids frais. Au niveau national,

Bulletin de la Société zoologique de France 124 (4)

l'Oregon Health Division a retenu, au nom du principe de précaution, la valeur la plus stricte (NEWMANN *et al.*, 1997). D'autres valeurs très dissemblables peuvent être rencontrées dans divers pays (BOISSET, 1996). Celles-ci vont de 0.3 au Danemark (LECLER *et al.*, 1993) à 1 mg/kg pour les ministères de la santé aux Pays-Bas (LECLER *et al.*, 1993), en Suède (FREEMAN & HORNE, 1973) et en Finlande (MIETTINEN, 1972 ; VERTA, 1990). Le plus souvent, la valeur préconisée pour le mercure est de 0.5 mg/kg de poids frais. Une valeur limite ou une norme ne peut en aucun cas donner le risque pour le consommateur, mais constitue plutôt une limite d'interdiction de vente ou de consommation. Une norme ne doit donc pas être interprétée strictement comme une limite maximale éloignant tout danger pour la santé. En fait, c'est la dose cumulative résultant d'un période de consommation plus ou moins longue qui est pertinente à l'analyse du risque toxicologique et non la quantité de métal contenu dans un seul repas, d'où l'introduction de la notion de Dose Hebdomadaire Tolérable Provisoire (DHTP).

Cette seconde manière d'interpréter des données de contamination permet d'évaluer le risque toxicologique en tenant compte de la quantité de poisson ingérée. Différents termes sont utilisés dans la littérature : Dose Journalière Admissible, Dose Journalière Tolérable, DHTP ou encore Dose de Référence (RfD) (CSHPF, 1996). Ces notions impliquent la connaissance d'une part, du poids moyen d'un adulte ou d'un enfant, et d'autre part, du régime alimentaire de l'individu. Le poids d'un adulte peut

Tableau 4

Normes et recommandations pour le mercure en mg/kg de poids frais.

Valeur	Normes, recommandations, valeurs guides	Références
1	<i>USA</i> : maximum admis dans les poissons comestibles <i>Finlande</i> (1971) : interdiction de consommation <i>Pays-Bas</i> : valeur guide adoptée en janvier 1991 <i>Suède</i> : interdiction de vente de poissons <i>Autorités Sanitaires Internationales</i> Maximum permis dans les poissons mis en vente au <i>Canada</i> et <i>USA</i> <i>Allemagne</i> et <i>Norvège</i> : valeur guide adoptée en janvier 1991 <i>Finlande</i> et <i>Brésil</i> : limite de sécurité	COOPER, 1983 MIETTINEN, 1972 ; VERTA, 1990 LECLER <i>et al.</i> , 1993 FREEMAN & HORNE, 1973 RAMADE, 1972
0.5	Législation <i>USA</i> Norme fixée au <i>Canada</i> dans les années 1970 Recommandation : Conseil Supérieur d'Hygiène de France	in DEHAINE, 1992 LECLER <i>et al.</i> , 1993 BERNINGER & PENNANEN, 1995 CTGREF, 1977 in DEHAINE, 1992 CSHPF, 1996
0.3	<i>Directive CEE</i> (1979) : maximum admissible dans la chair de poisson <i>Danemark</i> : valeur guide adoptée en janvier 1991	MASON, 1987 LECLER <i>et al.</i> , 1993
0.2-0.3	Limite OMS : concentration maximale des poissons consommables	MALM <i>et al.</i> , 1990
0.2	Limite toxicologique de sécurité objective	CARBIENER <i>et al.</i> , 1974

Contamination métallique des poissons

varier de 50 au Japon (NAKAGAWA *et al.*, 1997) à 70 kg en France (CSHPF, 1996) ; celui d'un enfant de 15 aux USA (NEWMANN *et al.*, 1997) à 30 kg en France (CSHPF, 1996). De la même façon, le régime alimentaire peut varier de 20 à 30 g de poisson/j en France (BOISSET & CUMONT, 1996) à 100 g de poisson/j au Japon (NAKAGAWA *et al.*, 1997). Il est donc nécessaire de réunir un certain nombre d'informations avant de pouvoir évaluer le risque toxicologique. En France (tableau 5), avec une DHTP de 5 µg/kg (NARBONNE, 1996) et une concentration maximale en Hg de 0.67 mg/kg correspondant à la valeur maximale rencontrée dans les chairs de poissons du bassin Artois-Picardie, un adulte devra ingérer 520 g et un enfant 220 g de poisson par semaine pour atteindre la valeur de la DHTP. Par contre, si ce même calcul est réalisé à partir des doses de référence adoptées par différents ministères aux USA (NEWMANN *et al.*, 1997), un adulte devra ingérer entre 70 et 220 g de poisson par semaine, et un enfant entre 30 et 90 g par semaine selon la valeur donnée par les différents ministères.

Tableau 5

Évaluation des risques pour le consommateur
liés à la consommation de poisson du bassin Artois-Picardie.
CSHPF : Conseil Supérieur Hygiène Publique de France
OMS : Organisation Mondiale de la Santé
conc : concentration

	DHTP	conc. Max dans le bassin (mg/kg poids frais)	Quantité de poisson devant être ingérée pour atteindre la DHTP (kg/semaine) : 200 g de poisson/semaine	
			adulte (70 kg)	enfant (30 kg)
<i>France</i> (CSHP, 1996)				
Hg	5 µg Hg/kg/sem	0,67	0,52	0,22
MeHg	3,3 µg MeHg/kg/sem	0,54	0,43	0,18
<i>USA</i> (NEWMANN <i>et al.</i> , 1997 Office of Health and Environmental Assessment	RfD = DHTP 0,3 µg Hg/kg/j. = 2,1 µg Hg/kg/sem	0,67	0,22	0,09
Office of Water and Fish	0,06 µg Hg/kg/j. = 0,42 µg Hg/kg/sem	0,67	0,04	0,02
Environmental Protection Agency	0,1 µg Hg/kg/j. = 0,7 µg Hg/kg/sem	0,67	0,07	0,03

Conclusion

L'analyse des teneurs métalliques dans les chairs de poissons est une technique de mesure complexe qui nécessite une bonne maîtrise des étapes afin de donner des résultats fiables. Il convient dans un premier temps de souligner que les poissons pêchés ne sont pas forcément représentatifs de la population étudiée et qu'une forte variabilité existe au sein d'une même population. La technique d'échantillonnage et le nombre d'individus analysés doivent donc faire l'objet d'une attention particulière. Il en va de même pour les échantillons sur lesquels portent les analyses. Le choix de l'organe et la localisation précise de l'endroit où sont prélevées les chairs ne sont pas sans répercussions sur les résultats obtenus. Ceci étant, de nombreux paramètres peuvent influencer sur les résultats. Ceux-ci sont habituellement exprimés en mg/kg de poids sec par les laboratoires d'analyses et nécessitent donc de connaître la valeur exacte du taux d'humidité pour obtenir une valeur comparable à des normes, recommandations ou valeurs limites qui sont exprimées en mg/kg de poids frais. Les résultats étant considérés comme fiables et représentatifs, différentes façons d'interpréter les données sont envisageables et conduisent parfois à des conclusions divergentes. L'utilisation de valeurs réglementaires ne donne qu'une information sur la possibilité de commercialiser et de consommer le poisson. Elle ne donne pas ou peu d'information sur le risque lié à la consommation. La réponse à ce type de question fait appel à des notions de doses journalière ou hebdomadaire admissibles. Ce type d'étude devient d'autant plus complexe que le poisson n'étant pas l'unique source de micropolluants, le recours à des études épidémiologiques s'impose alors. Quoi qu'il en soit, l'utilisation de valeurs réglementaires reste de peu d'intérêt pour ce qui est de la contamination du milieu naturel. Ce type d'investigation requiert la recherche de concentrations de référence et passe donc au préalable par des mesures de terrain adaptées et souvent lourdes, le principal problème résidant dans la signification accordée au terme de valeur de référence.

Remerciements

À David Monnier, chargé d'études, et ses collègues du Conseil Supérieur de la Pêche pour leur contribution à ce travail.

1. Laboratoire d'Écologie Numérique, SN3, Université des Sciences et Technologies de Lille, F-59655 Villeneuve d'Ascq Cedex.
2. Mission Écologie du Milieu, Agence de l'Eau Artois-Picardie, 200 rue Marceline, F- 59508 Douai Cedex.

Contamination métallique des poissons

RÉFÉRENCES

- ALLEN-GIL, S.M. & MARTYNOV, V.G. (1995).- Heavy metal burdens in nine species of freshwater et anadromous fish from the Pechora River, Northern Russia. *Sci. Total Environ.*, **160** (161), 653-666.
- ALLEN-GIL, S.M., GUBALA, C.P., LANDERS, D.H., LASORSA, B.K., CRECELIUS, E.A. & CURTIS, L.R. (1997).- Heavy metal accumulation in sediment and freshwater fish in U.S. Arctic lakes. *Environ. Toxicol. Chem.*, **16**(4), 733-741.
- ANDERSEN, J.L. & DEPLEDGE, M.H. (1997).- A survey of total mercury and MeHg in edible fish and invertebrates from Azorean waters. *Mar. Environ. Res.*, **4**, 56-63.
- AYAS, Z. & KOLANKAYA, D. (1996).- Accumulation of heavy metals in various environments and organisms at Götsu Delta, Türkiye. *Environ. Contam. Toxicol.*, **56**, 65-72.
- AZCUE, J.M. & DIXON, C.F. (1994).- Effects of past mining activities on the arsenic concentration in fish from Moira lake, Ontario. *J. Great Lakes Res.*, **20**(4), 717-724.
- BARAK, N.A.E. & MASON, C.F. (1990).- Mercury, cadmium and lead in eels and roach : the effects of size, season, and locality on metal concentrations in flesh and liver. *Sci. Total Environ.*, **92**, 249-256.
- BERNINGER, K. & PENNANEN J. (1995).- Heavy metals in perch from two acidified lakes in the Salpausselkä Esker area in Finland. *Water Air and Soil Pollut.*, **81**, 283-294.
- BOISSET, M. (1996).- Propositions de valeurs-limites pour le mercure dans les aliments et les boissons. In CSHPF (ed) *Plomb, mercure et cadmium dans l'alimentation : évaluation et gestion du risque*, Ministère du Travail et des Affaires Sociales, Lavoisier TEC & DOC, Paris, 197-199.
- BOISSET, M. & CUMONT, G. (1996).- Origines et évolution de l'apport alimentaire en mercure – rôle du poisson. In CSHPF (ed) *Plomb, mercure et cadmium dans l'alimentation : évaluation et gestion du risque*, Ministère du Travail et des Affaires Sociales, Lavoisier TEC & DOC, Paris, 185-196.
- CARBIENER, R., CONTENEUR, CUMONT & KEMPF. (1974).- Mise en évidence d'une grave pollution mercurielle du Rhin et de ses tributaires en Alsace par des faits écologiques. Document personnel. Programme Moselle. 7 p.
- CHAPMAN, D. (1992).- *Water quality assessments*. Chapman et Hall Ed, London. 412 p.
- CHAVAUDRA, J.-P. (1998).- Pollution de métaux lourds dans le marais : interprétation alarmiste ? *La Voix du Nord* du 23 mai 1998
- CHEVREUIL, M., CARRU, A.-M, CHESTERIKOFF, A., BOET, P., TALES, E. & ALLARDI, J. (1995).- Contamination of fish from different areas of the river Seine (France) by organic (PCB and pesticides) and metallic (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) micropolluants. *Sci. Total Environ.*, **162**, 31-42.
- CONSEIL SUPERIEUR DE LA PECHE (1996).- Réseau Hydrobiologique et Piscicole. Bassin Artois-Picardie – campagne 1995. CSP, délégation régionale de Compiègne, Septembre 1996, 150 p.
- CONSEIL SUPERIEUR DE LA PECHE (1997).- Réseau Hydrobiologique et Piscicole. Bassin Artois-Picardie – campagne 1996. CSP, délégation régionale de Compiègne, Septembre 1997, 180 p.
- CONSEIL SUPERIEUR HYGIENE PUBLIQUE DE FRANCE (1996).- Plomb, cadmium et mercure : évaluation et gestion du risque. Tech & Doc Lavoisier, Paris, 237 p.
- COOPER, J.J. (1983). -Total mercury in fishes and selected biota in Lahontan reservoir, Nevada. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **31**, 9-17.
- C.T.G.R.E.F. MINISTERE DE L'AGRICULTURE. (1977).- *Etude du niveau de contamination de l'Oise par les micropolluants et de ses origines*. Rapport Division Qualité des Eaux-Pêche et Pisciculture, 84 p.
- DEHAINE, C. (1992).- *Contamination métallique et microorganique des poissons d'eau douce*. Synthèse bibliographique de DESS, Univ. de Lille, 52 p.

Bulletin de la Société zoologique de France 124 (4)

- FREEMAN, H.C. & HORNE, D.A. (1973).- Total mercury and methylmercury content of the American eel (*Anguilla rostrata*). *J. Fish. Res. Board Canada*, **30**(3), 454-456.
- GUMGUM, B., UNLU, E., TEZ, Z. & GOLSEUN, Z. (1994).- Heavy metal pollution in water sediment and fish from the Tigris river in Turkey. *Chemosphere*, **29**(1), 11-116.
- GUTLEB, A.C., SCHENCK, C. & STAIB, E. (1997).- Giant otter (*Pteronura brasiliensis*) at risk? Total mercury and methylmercury levels in fish and otter scats, Peru. *Ambio*, **26**(8), 511-514.
- HARRIS, J.H. (1995).- The use of fish in ecological assessments. *Aust. J. Ecology*, **20**, 65-80.
- HEIT, M. & KLUSEK, C.S. (1985).- Trace element concentration in the dorsal muscle of white and brown bullheads from two acidic Adirondacks lakes. *Water, Air and Soil Pollut.*, **25**, 87-96.
- KIDWELL, J.M., PHILLIPS, L.J. & BIRCHARD, G.F. (1995).- Comparative analysis of contaminant levels in bottom feeding and predatory fish using the National Biomonitoring Program Data. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **54**, 919-923.
- LANG, S.H. & METZEL, B.W. (1997).- A new method to establish scoring criteria of the index of biotic integrity. *Zoological studies*, **36**(3), 240-250.
- LECLER, E., LEIBREICH, J. & TARDIEU, E. (1993).- *Etude de la toxicité de la chair des poissons d'eau douce pour les consommateurs pêcheurs et non pêcheurs*, Conseil Supérieur de la Pêche, 54 p.
- LOVETT, R.J. (1972).- A survey of the total cadmium content of 406 fish from 49 New-York State freshwaters. *J. Fish. Res. Board Canada*, **29**(9), 1283-1290.
- MALM, O., PFEIFFER, W.C., SOUZA, C.M.M. & REUTHIER, R. (1990).- Mercury pollution due to gold mining in the Madeira river basin, Brazil. *Ambio*, **19**(1), 11-15.
- MASON, C.F. (1987).- A survey of mercury, lead and cadmium in muscle of british freshwater fish. *Chemosphere*, **16**(4), 901-906.
- MASON, C.F. & BARAK, N.A.E. (1990).- A catchment survey for heavy metals using the eel. *Chemosphere*, **21**, 695-699.
- MIETTINEN, J.K. (1972).- Some remarks on mercury as an aquatic pollutant and its implications. *IAEA-PL*, **469**(6), 61-68.
- MOORE, J. & RAMAMOORTLY, W. (1984).- *Heavy metals in natural waters*. Springer-Verlag, 268 p.
- NAKAGAWA, R., YUMITA, Y. & HIROMOTO, M. (1997).- Total mercury intake from fish and shellfish by Japanese people. *Chemosphere*, **35**(12), 2902-2913.
- NARBONNE, J.F. (1996).- Effets toxiques du mercure. Estimation des doses tolérables en cas d'ingestion. In CSHPF (ed) *Plomb, mercure et cadmium dans l'alimentation : évaluation et gestion du risque*, Ministère du Travail et des Affaires Sociales, Lavoisier TEC & DOC, Paris, 177-180.
- NEWMANN, C.M., KAUFFMAN, K.W. & GILROY, D.G. (1997).- Methylmercury in fish from Owyhee Reservoir in southeast Oregon : scientific uncertainty and fish advisories. *Sci. Total Environ.*, **204**, 205-214.
- OBERDORFF, T. (1992).- Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine basin, France. *Hydrobiologia*, **228**, 117-130.
- ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTE. (1994).- *Directives de qualité pour l'eau de boisson*. 2^e édition. Vol : recommandations. OMS, Genève, 202 p.
- PEIGNEN, P. (1998).- Région Nord-Pas de Calais. Gros émoi dans l'Audomarois à la suite d'une erreur d'interprétation. *Techniques, Sciences et Méthodes*, 7-8, juillet-août 1998, p. 13.
- PIETERS, H., GEUKE, V. (1994).- Methylmercury in the Dutch Rhine delta. *Wat. Sci. Tech.*, **30**(10), 213-219.
- PONCE, R.A & BLOOM, N.S. (1991).- Effect of pH on the bioaccumulation of low level, dissolved methylmercury by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Water, Air and Soil Pollut.*, **56**, 631-640.
- PORVARI, P. (1995).- Mercury levels of fish in Tucurui hydroelectric reservoir and in River Moju in Amazonia, in the state of Para, Brazil. *Sci. Total Environ.*, **175**, 109-117.

Contamination métallique des poissons

- RAMADE, F. (1972).- Le mercure tue. *Découverte, Science, Progrès*, 39-47.
- SCHARENBERG, W., GRAMANN, P. & PFEIFFER, W.H. (1984).- Bioaccumulation of heavy metals and organochlorines in a lake ecosystem with a reference to bream (*Abramis brama* L.). *Sci. Total. Environ.*, **155**, 187-197.
- SCHMITT, D. & BRUMLAUGH, T. (1990).- National contaminant biomonitoring program : concentrations of arsenic, cadmium, copper, lead, mercury, selenium and zinc in the U.S. Freshwater Fish, 1976-1984. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **19**, 731-747.
- SEYMORE, T., PREEZ, H.H. & VAN VUREN, H.H.J. (1995).- Manganese, lead and strontium bioaccumulation in the tissues of the yellowfish, *Barbus marequensis* from the lower Olifants River, Eastern Transvaal. *Water SA*, **21**(2), 159-172.
- STEPHENS, G.R. (1995).- Mercury concentration in fish in a remote Canadian arctic lake. *Water, Air and Soil Pollut.*, **80**, 633-636.
- VERTA, M. (1990).- Changes in fish mercury concentrations in an intensively fished lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **47**(10), 1888-1897.
- WIENER, J.G., FITZGERALD, W.F., WATRAS, C.F. & RADA, R.G. (1990).- Partitioning and bioavailability of mercury in an experimental acidified Wisconsin lake. *Env. Toxic. Chem.*, **9**, 909-918.
- ZARANYKA & GOREDEMA (1997).- Concentration of Cd, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn in bream, *Oreochromis macrochir*, during the 1996 mass fish deaths in lake Chivero, Zimbabwe. *Env. Sci. Engin.*, **32**(7), 1895-1906.
- ZARSKI, T.H., ZARSKA, H., SOKOL, J., BESEDA, I. & VALKA, J. (1997).- The influence of season on mercury metabolism in bream (*Abramis brama* L.). *Ekologia Bratislava*, **16**(3), 331-336.

(reçu le 10/12/99 ; accepté le 06/01/99)

