

Christine Ricoux, Barbara Gasztowtt

Evaluation des risques sanitaires liés à l'exposition de forts consommateurs de produits de la pêche de rivière contaminés par des toxiques de l'environnement



**Ministère des Solidarités,
de la Santé et de la Famille**

Drass Midi-Pyrénées
Cire Sud-Ouest



Conseil Supérieur de la Pêche
Protection des milieux aquatiques

Agence de l'Eau
Adour Garonne



INSTITUT DE
VEILLE SANITAIRE

Soutien méthodologique :

Mme Fréry, Institut de veille sanitaire

Ont également participé à cette étude :

Les gardes-pêche des brigades de pêche d'Aquitaine, du Tarn-et-Garonne, de Charente et de Charente-Maritime

Mme Castor, Cellule d'intervention régionale en épidémiologie Aquitaine

M. Derenne, Conseil supérieur de la pêche de Midi-Pyrénées

M. Girard, vétérinaire

M. Poisson, Agence de l'eau Adour Garonne

M. Rebillard, Agence de l'eau Adour Garonne

Mme Rivière, Direction régionale des affaires sanitaires et sociales de Midi-Pyrénées

Mme Schwoebel, Cellule d'intervention régionale en épidémiologie Midi-Pyrénées

M. Simonet, Agence de l'eau Adour Garonne

M. Thiebault, Agence de l'eau Adour Garonne

M. Volatier, Agence française de sécurité sanitaire des aliments

Et, MM. Benito, Donadier, Guibert, Lafage, Loigerot, Pacaud, Pujo, Tantin

Sommaire

Chapitre I - Présentation de l'étude	6
I-1- Rappel de la problématique et du contexte de l'étude.....	7
I-2- Objectifs et méthode de l'étude	7
I-2-1- Enquête alimentaire	8
a) Objectifs et démarche.....	8
b) Matériel et méthode.....	8
I-2-2- Etude des niveaux de contamination des poissons.....	10
a) Objectifs et démarche.....	10
b) Matériel et méthode.....	10
Chapitre II - Sélection des substances et identification des dangers	12
II-1- Sélection des substances	12
II-2- Identification des dangers	12
II-2-1- Cadmium (Cd).....	12
II-2-2- Mercure (Hg).....	15
II-2-3- Plomb (Pb).....	18
II-2-4- Synthèse des données toxicologiques chez l'Homme	21
Chapitre III - Population d'étude	23
III-1- Composition et répartition de la population d'étude.....	23
III-1-1- Composition de la population d'étude.....	23
III-1-2- Répartition de la population d'étude	24
III-2- Description de la population d'étude.....	24
III-2-1- Données socio-économiques et sociodémographiques	24
III-2-2- Consommation du poisson pêché	24
III-2-3- Statut tabagique.....	25
III-3- Représentativité de la population d'étude.....	25
III-3-1- Représentativité par rapport à la population cible	25
III-3-2- Cohérence de la répartition des enquêtes sur les huit zones d'étude.....	26
III-3-3- Représentativité du groupe 1 bis et 2 bis par rapport à la population d'étude totale	26
Chapitre IV - Description des habitudes de pêche et de consommation des poissons de rivière.....	28
VI-1- Description des habitudes de pêche	28
IV-1-1- Nombre de poissons pêchés par an.....	28
IV-1-2- Fréquence de pêche.....	28
IV-2- Description des habitudes de consommation.....	28
IV-2-1- Données générales	28
IV-2-2- Habitudes de consommation par espèce.....	30
IV-2-3- Portions de poissons consommées.....	33
IV-2-4- Consommation de poissons de mer.....	34
IV-2-5- Récapitulatif des consommations de poissons de rivière et de mer	35
IV-3- Avis sur les risques sanitaires liés à la pollution de l'eau.....	36
IV-3-1- Perception des risques sanitaires liés à la pollution des rivières	36
IV-3-2- Attention portée à la qualité des cours d'eau	36
IV-3-3- Impressions générales relevées par les enquêteurs auprès des pêcheurs.....	37
IV-4- Synthèse des habitudes de pêche et de consommation des poissons.....	37
IV-4-1- Activité de pêche et habitudes de consommation de poisson par site d'étude.....	37
IV-4-2- Fréquence de consommation et quantités de poissons consommées	37

Chapitre V - Evaluation de l'exposition au plomb, cadmium et mercure via la consommation de poissons de rivière.....	39
V-1- Teneurs en plomb, cadmium et mercure mesurées dans les poissons et dans le milieu.....	39
V-1-1- <i>Echantillonnage des poissons.....</i>	39
V-1-2- <i>Teneurs en éléments trace métalliques mesurées dans les poissons.....</i>	40
V-1-3- <i>Teneurs en toxiques mesurés dans l'environnement par l'Agence de l'eau.....</i>	40
V-1-4- <i>Comparaison entre les indicateurs environnementaux de l'Agence de l'eau et les niveaux de contamination des poissons.....</i>	41
V-2- Estimation des quantités de poissons consommées.....	41
V-3- Estimation de la dose journalière d'exposition (DJE).....	43
V-3-1- <i>Formule de calcul.....</i>	43
V-3-2- <i>Apports journaliers moyens en toxiques.....</i>	43
V-3-3- <i>Résultats par élément trace métallique.....</i>	44
V-3-4- <i>Exposition des enfants.....</i>	48
V-3-5- <i>Synthèse.....</i>	49
Chapitre VI - Caractérisation du risque.....	51
VI-1- Calcul des quotients de danger.....	51
VI-2- Comparaison avec les résultats préalables des scénarios d'exposition.....	53
Chapitre VII - Discussion, conclusions et recommandations.....	54
VII-1- Rappel des objectifs de l'étude et de la stratégie adoptée.....	54
VII-2- Synthèse des principaux résultats pour l'ensemble du bassin Adour Garonne.....	54
VII-2-1- <i>Descriptif de la population d'étude.....</i>	54
VII-2-2- <i>Représentativité de la population d'étude.....</i>	55
VII-2-3- <i>Description des habitudes de pêche et de consommation des poissons de rivière.....</i>	55
VII-2-4- <i>Niveaux de contamination des poissons et des indicateurs environnementaux.....</i>	56
VII-2-5- <i>Evaluation de l'exposition au plomb, cadmium et mercure total et méthylmercure via la consommation de poissons de rivière.....</i>	57
VII-2-6- <i>Conclusions de l'étude.....</i>	57
VII-3- Discussion.....	58
VII-3-1- <i>Cohérence de la répartition des enquêtes sur les huit zones d'étude.....</i>	58
VII-3-2- <i>Représentativité des analyses de poissons.....</i>	58
VII-3-3- <i>Représentativité de la population d'étude par rapport à la population cible.....</i>	58
VII-3-4- <i>Imprécision des données de consommation et répercussions dans le calcul des doses journalières d'exposition.....</i>	58
VII-3-5- <i>Pertinence des scénarios d'exposition élaborés.....</i>	59
VII-3-6- <i>Comparaison avec les données nationales.....</i>	59
VII-4- Conclusions et recommandations.....	59
Références.....	61
Liste des annexes.....	65
Annexe 1 : résultats de l'étude de l'Agence de l'eau Adour Garonne (1998-2000).....	66
Annexe 2 : évaluation théorique des risques sanitaires.....	74
Annexe 3 : avis de l'Agence française des risques sanitaires alimentaires (7 janvier 2002).....	77
Annexe 4 : description de la population d'étude.....	81
Annexe 5 : comparaison des groupes 1, 2 et 1bis, 2 bis.....	86
Annexe 6 : détail des habitudes de pêche de la population d'étude.....	89

Annexe 7 : description des poissons échantillonnés (poids et taille)	91
Annexe 8 : résultats des analyses de poissons	96
Annexe 9 : données environnementales de l'étude de l'Agence de l'eau Adour Garonne	97
Annexe 10 : questionnaire d'enquête alimentaire	99
Annexe 11 : cartographie des métaux susceptibles d'être rejetés par les sites industriels du bassin Adour Garonne.....	103
Annexe 12 : effectifs des populations riveraines et des pêcheurs amateurs dans les huit zones d'étude	104
Annexe 13 : plan d'analyse	114
Annexe 14 : biologie des anguilles et des carnassiers	124

Chapitre I - Présentation de l'étude

I-1- Rappel de la problématique et du contexte de l'étude

L'Agence de l'eau Adour Garonne étudie depuis quelques années la contamination des poissons comme indicateurs des pollutions de l'eau de nature organique, métallique et, depuis plus récemment, biologique. Une étude a été conduite au cours de quatre campagnes de mesure successives (1-4) – 1995-1996, 1998, 1999 et 2000 –, afin d'évaluer la qualité des eaux superficielles du bassin et a donné lieu à la rédaction de quatre rapports d'étude.

Ces rapports relatifs aux campagnes de mesure préliminaire, transmis en mars 2001 à la Direction régionale des affaires sanitaires et sociales (Drass) de Midi-Pyrénées, faisaient état de résultats éventuellement préoccupants sur le plan sanitaire, en mettant notamment en évidence des teneurs élevées en éléments trace métalliques relevées dans certains des poissons analysés (cadmium, zinc, mercure, plomb etc.). Ces résultats sont détaillés en annexe 1. La cellule d'intervention régionale en épidémiologie (Cire) de Midi-Pyrénées a été saisie en juin 2001 par la Drass, en vue d'évaluer les risques sanitaires liés à la consommation de ces poissons.

Même si les données issues des campagnes de mesure présentaient des limites méthodologiques, les valeurs relevées étaient suffisamment problématiques par l'amplitude et la fréquence des dépassements des normes, pour justifier la réalisation d'une première évaluation des risques préalable dont les détails se trouvent en annexe 2. Les résultats de cette évaluation ont mis en relief un risque théorique non négligeable lié à la consommation des poissons du bassin chez l'enfant qui consommerait ces poissons une fois par jour (à raison de 100 g/jour) pour le cadmium, le mercure et le plomb. Une hypothèse de fréquence de consommation de poissons pêchés dans les cours d'eau du bassin Adour Garonne d'une fois par semaine (soit 30 g/jour), tout à fait concevable, a également conduit à une possible surexposition au mercure chez l'enfant. Il convenait dès lors de mener des investigations complémentaires en vue d'apprécier au mieux l'exposition des populations les plus concernées par la consommation des poissons de rivière. En effet, les fréquences de consommation des plus gros consommateurs de poissons pêchés n'étaient pas connues localement, ce qui ne permettait pas d'ajuster au mieux les hypothèses de départ.

En préalable à toute exploration, l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa) a été sollicitée (saisine de la Direction générale de la santé à la demande de la Cire en juin 2001), afin de se prononcer sur la validité des résultats obtenus lors des campagnes de mesure préliminaires. Du fait du manque de représentativité des espèces de poissons analysées, sur le plan de leur consommation, et du manque de fiabilité des résultats analytiques, l'Afssa considère que les données présentées ne permettent pas la mise en évidence d'un risque sanitaire lié à la consommation de poissons dans la zone. L'avis détaillé de l'Afssa se trouve en annexe 3.

Toutefois, par mesure de prudence, l'Afssa a recommandé d'étudier « les habitudes alimentaires de consommation régionale des poissons de rivière tels qu'anguilles ou lamproies afin de vérifier que la consommation de ces poissons de rivière ne présenterait pas de risque sanitaire pour les forts consommateurs ».

I-2- Objectifs et méthode de l'étude

Suite à l'avis de l'Afssa, l'objectif de la présente étude est d'évaluer les risques sanitaires liés à la consommation de poissons de rivière du bassin Adour Garonne susceptibles d'être contaminés par des éléments trace métalliques. Les poissons retenus, conformément à l'avis de l'Afssa, sont les anguilles et les carnassiers (sandre, brochet, black-bass et perche).

La démarche choisie est celle, standardisée, de l'évaluation des risques, construite en quatre étapes :

- 1) sélection des substances et identification des dangers ;
- 2) sélection des valeurs toxicologiques de référence ;
- 3) estimation de l'exposition des populations par :
 - recueil des données de consommation des poissons de rivière,
 - mesure des toxiques dans les poissons de rivière (anguilles et carnassiers),
- 4) caractérisation du risque.

L'évaluation des expositions se fonde d'une part, sur la consommation des poissons et d'autre part, sur les concentrations en toxiques dans ces poissons. Des données sur les niveaux de contamination des poissons, avec leurs imperfections, étaient déjà disponibles dans le cadre de l'étude de l'Agence de l'eau. Durant la présente étude, ces données ont été complétées et des informations valides sur les consommations de poissons de rivière en termes quantitatifs dans le bassin Adour Garonne, via la conduite d'une enquête alimentaire locale, ont été recueillies. Les résultats obtenus ont permis de mener à terme une évaluation des risques fondée sur des données adaptées au contexte local.

Les protocoles de l'enquête alimentaire et de l'étude de la contamination des poissons sont résumés dans les deux sous-chapitres suivants.

I-2-1- Enquête alimentaire

a) Objectifs et démarche

En raison de données manquantes sur la consommation de poissons de rivières en population générale, le principe de réaliser une enquête alimentaire auprès d'une population cible, considérée comme forte consommatrice, a été retenu. Il convenait en effet d'obtenir des informations sur les fortes consommations, en vue d'estimer le risque dans sa limite maximale, selon un scénario pessimiste. Les risques concernant une population plus faiblement consommatrice peuvent être déduits de cette valeur extrême.

b) Matériel et méthode

L'effort a porté sur une meilleure estimation de l'exposition, comprenant d'une part les niveaux de contamination des poissons et d'autre part la consommation alimentaire de ces poissons par la population d'étude. Le premier volet, concernant les concentrations de toxiques dans les poissons, était en partie disponible mais devait être complété et comparé à des doses de référence, tandis que le second volet, relatif au recueil de données alimentaires, a dû être intégralement renseigné. Ces deux types d'information ont été croisés pour apprécier l'exposition de la population afin d'évaluer les risques sanitaires liés à la consommation de poissons de rivière pêchés dans le bassin Adour Garonne, en tenant compte de l'exposition alimentaire générale.

Dans la mesure où les seules recommandations de limites maximales de métaux lourds dans les poissons fixées par la Communauté européenne [5] concernent le cadmium, le mercure et le plomb, l'étude n'a porté que sur ces trois toxiques.

Choix des sites d'étude

Huit sections de cours d'eau, comprenant les stations apparaissant comme problématiques pour l'Agence de l'eau et le Conseil supérieur de la pêche, sur la base du critère de la contamination des anguilles ont été sélectionnées. Il s'agit de :

- la Charente aval (d'Angoulême à l'estuaire), départements 16, 17 ;
- la Jalle de Blanquefort (région bordelaise), département 33 ;
- le Tarn (Moissac), département 82 ;
- l'Isle, département 24, 33 ;
- la Garonne aval (depuis son entrée dans le département du Tarn-et-Garonne jusqu'à l'estuaire), départements 82, 33, 47 ;
- la Seudre (Marennes Oléron), département 17 ;
- le Lot aval, département 47 ;
- le Gave de Pau (de l'aval de Pau à la confluence avec l'Adour), départements 64, 40.

Choix de la population d'étude

Le choix de la population cible s'est porté vers les pêcheurs amateurs à la ligne dans le bassin Adour Garonne, supposés être de forts consommateurs de poissons de rivière. Le recueil des données s'est, de ce fait, effectué auprès d'un échantillon de cette population cible.

Les critères d'inclusion ont été définis de la façon suivante : était concerné par l'enquête tout pêcheur amateur à la ligne de plus de 18 ans, fréquentant l'une des huit zones d'étude depuis plus d'un an et pêchant l'anguille ou les carnassiers (sandre, brochet, Black-Bass, perche).

L'effectif de population enquêtée a été fixé en fonction des données disponibles dans la littérature sur les enquêtes alimentaires et en raison des contraintes budgétaires à environ 1100 sujets. Il est apparu que l'estimation de la consommation de poisson et de la fréquence de pêche serait suffisante avec cet effectif. Cette taille de l'échantillon représente, au vu du nombre de cartes vendues en 2001 dans les associations agréées de pêche et de protection des milieux aquatiques (Aappma) [6;7] environ 0,2 % de la population totale estimée des pêcheurs à la ligne du bassin Adour Garonne (530 000 cartes de pêche vendues), et 1,7 % des pêcheurs des huit zones d'étude (65 500 cartes de pêche vendues). L'échantillon a été constitué par un recrutement exhaustif des pêcheurs, certains jours de pêche sélectionnés en semaine et le week-end sur les sites retenus, pendant les jours d'enquête. Les enquêteurs se sont donc rendus dans les zones de pêche et ont interrogé directement les pêcheurs.

La répartition des enquêtes sur chaque site s'est effectuée proportionnellement à la longueur des cours d'eau, faute de références sur la distribution effective des pêcheurs dans les huit sites d'étude.

Outre l'estimation de la consommation de poissons de rivière, le questionnaire administré auprès de la population d'étude a permis de relever des données sur les habitudes générales de pêche et de consommation de poissons, lesquelles sont également décrites dans ce rapport.

Période d'enquête

L'exploitation des données chiffrées sur les activités de pêche, disponibles pour les pêcheurs professionnels dans le cadre des déclarations statistiques gérées par le Conseil supérieur de la pêche, a permis, en les extrapolant aux pêcheurs à la ligne, de déterminer globalement les périodes de plus forte pêche par espèce de poissons et par secteur. Il est ressorti de ces données que la période d'enquête la plus propice dans une année était de mai à juin. L'enquête a donc eu lieu en 2003 durant ces deux mois, ainsi qu'au mois d'avril pour partie, pendant la journée, le soir et le week-end. Elle a débuté à partir des dates d'ouverture de la pêche (le 19 avril pour les Landes, la Gironde, la Charente, la Charente Maritime et la Dordogne et le 10 mai pour les autres départements) et s'est achevée au mois de juin.

Modalités d'administration du questionnaire et informations recueillies

De part leur nombre et leur dispersion géographique, l'intervention sur le terrain d'un institut de sondage toulousain (CVA Bases) missionné pour effectuer les enquêtes auprès des pêcheurs amateurs à la ligne a été privilégiée par la Cire. Une assistance a été demandée aux gardes-pêche, en vue d'indiquer aux enquêteurs les sites les plus fréquentés par les pêcheurs et leur accès.

L'information a été recueillie, à l'aide d'un questionnaire élaboré par la Cire (annexe 10), auprès de chaque personne incluse. Outre les données sur les habitudes de pêche et de consommation des poissons de rivière, telles la fréquence annuelle de l'activité de pêche, le nombre de prises (anguilles et carnassiers), la fréquence de consommation des poissons pêchés ou d'une autre provenance par l'individu enquêté ou des proches, enfants compris, un certain nombre d'informations particulières ont été recueillies dans le cadre de l'enquête : lieux de naissance, résidence principale de l'individu, âge, sexe, critères sociodémographiques. Le poids de l'individu enquêté a été également renseigné pour être en mesure de comparer son exposition individuelle avec la dose journalière tolérable.

La taille des portions de poisson consommées a été estimée par un échantillon de pêcheurs interrogés à l'aide d'un cahier photo, dans lequel différentes tailles de portions sont représentées sur une assiette en grandeur nature. Le poids des poissons correspondant aux photos tient compte des déchets non consommés et est exprimé en pourcentage de partie comestible.

Si le pêcheur déclarait ne pas consommer le poisson pêché, il ne répondait qu'aux parties du questionnaire qui relèvent les données autres que celles concernant les habitudes de pêche et de consommation (catégorie socioprofessionnelle, âge, sexe etc.).

Plan d'analyses

Les données issues du questionnaire de consommation et des prélèvements ont été saisies sur Access et analysées sur le logiciel Epi-Info 6.04 à la Cire Midi-Pyrénées.

L'analyse statistique, de type descriptif, avait pour but d'évaluer l'exposition à des éléments traces métalliques (cadmium, mercure et plomb) via les poissons de rivière chez les forts consommateurs, identifiés en tant que pêcheurs à la ligne, dans chacune des huit zones sensibles. Les données de consommation issues du questionnaire de fréquence ont permis, par croisement avec les teneurs en éléments traces métalliques mesurées dans les poissons des huit zones, de calculer une dose journalière d'exposition (DJE), dans le but de mieux caractériser les risques liés à la consommation de ces poissons.

Des statistiques descriptives ont été utilisées et des comparaisons de pourcentage (test du χ^2 ou test exact de Fischer en cas d'effectif théorique inférieur à 5) et de moyenne (test de Student ou test non paramétrique de Wilcoxon en cas de variances non homogènes dans les groupes) ont été effectuées.

Aspects déontologiques et éthiques

Les données recueillies n'étaient pas nominatives (noms, prénoms, initiales non recueillis), néanmoins, elles pouvaient être considérées comme étant indirectement nominatives (âge, sexe, lieu de naissance, lieu de pêche etc.). De ce fait et conformément à la loi du 6 janvier 1978 relative à l'informatique, aux fichiers et aux libertés, le protocole d'étude a été soumis au comité consultatif sur le traitement de l'information en matière de recherche dans le domaine de la santé (avis favorable du 10 avril 2003) puis à la Commission nationale de l'informatique et des libertés (autorisation délivrée le 7 juillet 2003).

Les personnes ayant accès aux données ont été sensibilisées au respect des règles de confidentialité.

I-2-2- Etude des niveaux de contamination des poissons

a) Objectifs et démarche

Les données recueillies dans le cadre de l'étude de l'Agence de l'eau sur la contamination des poissons dans le bassin Adour Garonne de 1997 à 2000 représentent, sur le plan de l'environnement stricto sensu, une masse considérable d'informations (annexe 1). Toutefois, leur exploitation en vue d'évaluer un risque sanitaire reste limitée dans les conditions dans lesquelles a été réalisée l'étude. En effet, les analyses n'ont pas été réalisées selon des méthodes standardisées. De ce fait, toute comparaison de résultats entre les différentes années étudiées et les diverses stations est hasardeuse. De plus, les espèces de poissons échantillonnées comme indicatrices biologiques de la pollution environnementale ne sont pas celles qui sont les plus consommées, à l'exception des anguilles. On peut donc nuancer le caractère alarmant des conclusions initiales de l'étude de l'Agence de l'eau.

Il apparaît malgré tout que 10 % des poissons analysés lors des trois campagnes de mesure de l'Agence de l'eau ne seraient pas consommables selon la réglementation européenne concernant le cadmium, ainsi que 6 % des poissons pour ce qui concerne le mercure et 7 % pour le plomb. Une interrogation subsistait donc sur les risques sanitaires des forts consommateurs des produits de la pêche en rivière. De ce fait, seule une nouvelle campagne de mesure était à même d'apporter les éléments de réponse nécessaires pour conclure sur cette question.

b) Matériel et méthode

Il a donc été décidé de pratiquer des prélèvements de poissons dans les huit sites d'étude, à des fins d'analyses complémentaires. Les prélèvements et les analyses de poissons ont été pratiqués selon un protocole répondant aux prescriptions de la directive européenne n°2001/22/CE du 8 mars 2001 [8]. Les résultats d'analyse ont été comparés aux teneurs maximales fixées par le règlement européen n°466/2001 du 8 mars 2001 [5]. L'échantillon cible devait être constitué d'un premier lot de cinq carassiers, ainsi que d'un second de cinq anguilles pour chaque site.

La direction des prélèvements de poissons, selon le protocole de la Cire, a été confiée au Cémagref de Montpellier. Des arrêtés préfectoraux pour pêche scientifique ont été sollicités dans les départements concernés par la campagne de prélèvements, sur une période allant du 1^{er} mai au 31 juillet. Les prélèvements ont été réalisés grâce à une équipe composée d'un vétérinaire, coordonnateur de la campagne d'analyses, des représentants des Cémagref de Montpellier et de Bordeaux, de l'Agence de l'eau et de la Cire Midi-Pyrénées. La campagne de prélèvements a eu lieu

tous les jours du 12 au 19 mai. La méthode de prélèvements a consisté en des pêches électriques et des nasses pour les anguilles, en journée, et des filets pour les carnassiers, durant la nuit. Des prélèvements de chair de carnassier, en quantité suffisante ont été également effectués sur des poissons pêchés par des pêcheurs amateurs, sous réserve de leur accord, ainsi que des achats de poissons auprès de pêcheurs professionnels intervenant sur les sites d'étude.

Les analyses de poissons ont été réalisées par le laboratoire départemental de la Drôme, disposant d'un agrément pour les analyses alimentaires. Elles ont porté sur la mesure du cadmium, du mercure et du plomb dans le muscle (partie comestible) des poissons.

Les chapitres III à VI présentent les résultats de l'enquête alimentaire, de l'étude d'exposition des poissons et de la caractérisation du risque sanitaire.

Chapitre II - Sélection des substances et identification des dangers

II-1- Sélection des substances

Les campagnes d'analyse de poissons menées entre 1995 et 2000 par l'Agence de l'eau ont effectué le suivi de 8 éléments trace métalliques (cadmium, chrome, cuivre, zinc, plomb, mercure, nickel, arsenic), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des polychlorobiphényles (PCB) et des pesticides dans l'ensemble du bassin Adour Garonne. Les dépassements des normes de comestibilité dans les poissons ont porté exclusivement sur les éléments trace métalliques, notamment le mercure, le plomb, le cadmium, le nickel, le cuivre, le chrome et le zinc.

Il est apparu, malgré des réserves sur la fiabilité des données initiales, que 10 % des poissons analysés lors des trois campagnes de mesure de l'Agence de l'eau ne seraient pas consommables selon la réglementation européenne pour le cadmium, ainsi que 6 % des poissons pour ce qui concerne le mercure et 7 % pour le plomb (annexe 1).

Les substances toxiques retenues dans le cadre de l'étude se sont limitées au plomb, au cadmium et au mercure, principalement pour deux raisons :

- une grande partie des dépassements des normes de comestibilité observés lors des précédentes campagnes de l'Agence de l'eau portaient sur ces trois éléments (voir annexe 1) ;
- la Commission européenne n'a défini des teneurs maximales dans les denrées alimentaires que ces trois éléments traces métalliques (règlement CE n°466/2001 du 8 mars 2001) [5].

II-2- Identification des dangers

Seule l'ingestion étant concernée dans cette étude, l'identification des dangers ne s'intéressera qu'à l'exposition par voie orale.

II-2-1- Cadmium (Cd)

a) Concentration dans l'environnement [9;10]

Le cadmium est largement présent à faible concentration (teneurs très inférieures à 1 mg/kg) sur l'ensemble de l'écorce terrestre, notamment dans certains minerais (zinc, plomb) sous forme d'impuretés. Les sources anthropiques apportent une contribution beaucoup plus importante que les sources naturelles, dans la dissémination de cet élément dans la biosphère.

Son importante capacité à se diffuser facilite sa dispersion dans le sol et l'environnement aquatique. Le cadmium est facilement transféré du sol aux végétaux et par conséquent s'accumule dans l'organisme des herbivores, plus particulièrement dans deux organes cibles, le foie et le rein. La présence d'industries d'extraction et de raffinage de minerais cadmifères ou de fonderies de métaux non ferreux peut entraîner une contamination importante des sols.

Dans l'air, les concentrations de cadmium varient de 1 à 5 ng/m³ en zone rurale, de 5 à 40 ng/m³ en zone urbaine et de 20 à 100 ng/m³ à proximité d'industries émettrices de cadmium. On estime qu'en milieu urbain (concentration atmosphérique de cadmium d'environ 25 ng/m³), l'apport de cadmium par la respiration est d'environ 0,5 µg/jour/personne pour les individus non fumeurs [FDA, 1993].

La présence de cadmium dans l'eau et son adsorption sur les sédiments ou sur les suspensions solides conduit à sa bio-accumulation dans les poissons et les coquillages. Sa bioconcentration dans les organismes aquatiques est très variable selon les espèces considérées. Ainsi, pour les poissons d'eau de mer, des valeurs de facteurs de bioconcentration¹ dans le muscle de 5 à 2 040 ont été rapportées. Chez les mollusques, ces taux sont généralement supérieurs à 1 000. En revanche, le cadmium s'accumule peu dans les crustacés, le facteur de bioconcentration dans le muscle variant de 5 à 25 selon les espèces [US-EPA, 2000].

¹ Le facteur de bioconcentration est le rapport des concentrations d'un composé dans l'organisme et dans l'eau. Il exprime la bio-accumulation.

b) Effets sanitaires [9;10]

➤ Toxicocinétique et métabolisme

La toxicité des composés du cadmium varie selon leur solubilité dans l'eau. Le chlorure de cadmium soluble, par exemple, est plus toxique que le sulfure de cadmium très insoluble. L'absorption intestinale du cadmium, relativement faible, varie avec l'âge, l'espèce et l'interaction avec différents éléments nutritionnels. Ainsi, un apport alimentaire carencé en fer, calcium ou protéines favorise l'absorption intestinale du cadmium chez l'animal.

Après le passage de la barrière intestinale, le cadmium se retrouve dans le sang. Il est rapidement distribué dans le foie et les reins (cortex rénal) où se concentre 75 % de la charge totale d'un individu et, dans une moindre mesure, dans le pancréas et la rate.

L'excrétion, faible et très lente, s'effectue essentiellement par voie urinaire et très faiblement par voie fécale (1 %), par la sueur et la salive. Le cadmium est un toxique cumulatif : sa demi-vie biologique est estimée chez la souris et le rat entre 200 et 700 jours ; chez certains primates, elle peut même dépasser 22 ans.

➤ Toxicité aiguë

La dose létale (DL_{50}) du cadmium par voie orale chez l'animal dépend de l'espèce chimique du cadmium. Elle est proche de 30 mg/kg pour les sels solubles, comme le chlorure ou l'acétate, et peut atteindre 5 000 mg/kg pour le sulfure, très peu soluble [10]. La DL_{50} du cadmium métallique chez la souris est de 890 mg/kg [OMS, 1988].

L'ingestion de dérivés inorganiques du cadmium provoque chez l'Homme des troubles digestifs intenses, caractérisés par des douleurs abdominales, des diarrhées, des nausées et des vomissements. Les pertes digestives sont responsables d'une hypovolémie et de désordres hydro-électrolytiques. L'insuffisance rénale est la conséquence des troubles hémodynamiques et d'un effet toxique direct sur les tubules rénaux. En cas d'intoxication massive, on observe un collapsus cardiovasculaire, une acidose métabolique intense et une coagulopathie de consommation entraînant la mort en quelques heures.

➤ Toxicité chronique

Le principal organe cible des effets toxiques chronique du cadmium est le rein. Les effets néphrotoxiques du cadmium ont été particulièrement étudiés chez les rongeurs, et également chez les primates. Les lésions se manifestent dès 50 ppm, après 60 à 75 jours d'exposition, par une dégénérescence des cellules des tubules proximaux mettant vraisemblablement en jeu un stress oxydatif. L'administration de plus fortes doses (100 ppm) pendant au moins six mois induit des modifications glomérulaires. La dégénérescence tubulaire entraîne une altération de la fonction rénale se traduisant par une fuite urinaire de protéines de faible poids moléculaire (β -2 microglobuline, rétinol-binding protéine, etc...) associée à une glycosurie, une amino-acidurie et une enzymurie. En se basant sur des données de toxicocinétique (absorption de 5 %, excrétion quotidienne de 0,005 %), une excrétion urinaire de 2 μ g de cadmium par 24 heures correspondrait chez l'Homme à une concentration moyenne dans le cortex rénal de 50 ppm (étude Cadmibel en Belgique) [11]. Chez les non-fumeurs, ces taux pourraient être atteints après l'ingestion de 1 μ g/kg/jour de cadmium pendant 50 ans. Au Japon et en Chine, l'apparition d'une atteinte rénale, associée à un seuil de cadmiurie entre 4 et 5 μ g/g de créatinine, a été observée après ingestion quotidienne et répétée d'aliments et/ou d'eau contaminés d'environ 2 000 mg de cadmium, ce qui correspondrait à 2,1 μ g/kg/jour pendant 50 ans [12;13]. On considère que le seuil d'excrétion de cadmium urinaire pour lequel apparaissent les premières anomalies infra cliniques au niveau tubulaire varie entre 2 et 4,3 μ g de cadmium par g de créatinine.

L'atteinte osseuse est la conséquence de la fuite phosphocalcique urinaire. En outre, des études récentes, réalisées *in vitro* et *in vivo* sur des cultures de cellules osseuses suggèrent que le cadmium puisse agir directement sur les cellules ostéoblastiques. Le cadmium est à l'origine de la maladie appelée "Itai-Itai", caractérisée par une insuffisance rénale associée à l'ostéoporose et à l'ostéomalacie, telle qu'elle a été décrite au Japon après ingestion chronique d'eau et de riz contaminés [OMS, 1992 ; ATSDR, 1998]. Cette maladie, touchant essentiellement les femmes de plus

de 40 ans ayant résidé dans les régions contaminées pendant plus de 30 ans, se caractérise par l'apparition de fractures multiples, de déformation et de déminéralisation de l'os.

L'administration par voie orale de cadmium chez les rongeurs entraîne une suppression de la réponse immunitaire humorale et cellulaire, associée à une activation simultanée des corticostéroïdes, suggérant ainsi la possibilité d'une immunorégulation par les hormones adrénérgiques [OMS, 1989].

Plusieurs études expérimentales ont mis en évidence l'apparition d'une hypertension artérielle et d'une diminution de la contractilité du myocarde pour une exposition par voie orale à une dose supérieure ou égale à 1 ppm de cadmium. Les mécanismes de l'effet hypertenseur du cadmium n'ont en revanche pas été élucidés (effet direct sur les vaisseaux, sur la libération de neuromédiateurs, effets néphrotoxiques, action sur le système nerveux central ?). Chez l'homme, une corrélation positive entre l'exposition au cadmium et l'élévation de la pression artérielle a été mise en évidence dans quatre des dix principales études [14-17]. Il reste difficile, en l'état actuel des connaissances, de conclure quant à l'éventualité d'une élévation de la pression artérielle en lien avec une exposition alimentaire au cadmium.

L'habitude tabagique peut conduire à l'absorption supplémentaire de 1 à 2 µg de cadmium par jour, quantité équivalente, sinon supérieure à celle absorbée au long du tractus digestif car l'absorption pulmonaire du métal est au moins 10 fois plus importante que son absorption intestinale (>50 % contre 5 %) [10]. La consommation d'un paquet de cigarette par jour pendant 20 ans est susceptible d'entraîner l'accumulation de cadmium dans le cortex rénal à hauteur de 30 µg/g (30 ppm) [18]. Une étude post-mortem plus récente a mis en évidence un doublement de la teneur en cadmium du cortex rénal chez les gros fumeurs (plus de 20 cigarettes par jour) par rapport aux non-fumeurs [19]. L'accumulation de cadmium atteindrait chez ces sujets à l'âge de 50 ans, le quart de la concentration critique de 200 ppm [20] [OMS, 1977].

➤ **Génotoxicité, tératogénicité et cancérogénicité**

Les études *in vivo* ont mis en évidence une augmentation importante des anomalies chromosomiques numériques dans les ovocytes de souris ou de hamsters après exposition orale au chlorure de cadmium [21;22]. *In vitro*, de nombreuses études ont démontré que le cadmium pouvait induire de nombreuses altérations cytogénétiques ainsi que des cassures de l'ADN, à la fois dans les cellules de mammifères et dans les lymphocytes humains en culture. Des mutations par substitution de bases, résultant probablement de lésions oxydatives, ont été détectées sur une souche de *S. typhimurium* [23]. Le potentiel génotoxique du cadmium par voie orale chez l'homme ne peut être établi sur la base des connaissances actuelles.

Le cadmium et ses dérivés sont cancérogènes par inhalation et injection [OMS, 1988]. En revanche, les résultats des études menées après administration par la voie orale ne mettent pas clairement en évidence d'effet cancérigène chez l'animal. Les études épidémiologiques ayant mesuré les taux de cadmium dans différents tissus de patients atteints de cancer ont essentiellement mis en évidence l'existence d'une corrélation entre des taux élevés de cadmium dans la prostate et le degré de malignité de ce cancer [24].

Les effets sur la fertilité, en expérimentation animale, concernent à la fois les mâles, avec des lésions vasculaires, des œdèmes interstitiels des testicules, une inhibition de la spermatogenèse et les femelles, avec inhibition de l'ovulation suite à une augmentation du taux de progestérone [25-27]. Après administration orale, le chlorure de cadmium provoque des retards de croissance du fœtus et des perturbations de la neurotransmission cérébrale chez les jeunes animaux. Une charge corporelle de cadmium élevée conduirait, chez l'homme à une baisse de la mobilité des spermatozoïdes [28;29] et à une diminution du poids des nouveau-nés à la naissance [30;31].

c) Relations exposition/effets

La concentration critique à partir de laquelle apparaissent les signes de dysfonctionnement rénal chez 10 % des individus (PCC10) est estimée à 200 µg/g de cortex rénal. Elle serait atteinte pour un apport alimentaire quotidien de 175 µg de cadmium pendant 50 ans. La PCC2 est de 50 µg/g de cortex et peut être atteinte après 50 ans d'ingestion quotidienne de 100 µg de cadmium [JECFA, 1988, 1993, 2000]. En admettant un taux d'absorption de 5 % pour le cadmium d'origine alimentaire et un taux d'excrétion de 0,005 % de la charge corporelle, le JECFA a conclu que l'apport total de cadmium ne devrait pas excéder **1 µg/kg de poids corporel par jour** pour que sa concentration dans le cortex

rénal ne dépasse pas 50 mg/kg. En conséquence, une **dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) de 7 µg/kg de poids corporel** a été fixée par l'OMS. Il est cependant reconnu que la marge entre la DHTP et la dose hebdomadaire de cadmium effectivement absorbée par la population générale est faible, puisque le rapport entre les deux est inférieur à 10. Cette marge est encore plus réduite chez les fumeurs. Le JECFA a donc recommandé que des données supplémentaires soient obtenues, en terme de toxicocinétique, surveillance des aliments, effets sur le métabolisme et ostéoporose, après exposition à long terme [OMS, juin 2000].

L'Agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA) propose une valeur toxicologique dite dose de référence (RfD), laquelle est une estimation de l'exposition quotidienne d'une population, en prenant en compte les sous-groupes sensibles, ne présentant pas de risque appréciable d'effets néfastes non cancérogènes durant une vie entière. Deux doses de référence (RfD) ont été estimées en 1988 à partir d'un modèle toxicocinétique se fondant sur un taux d'absorption de 2,5 % pour le cadmium d'origine alimentaire et de 5 % pour l'eau de boisson, ainsi que sur un taux d'excrétion quotidienne de 0,001 % de la charge corporelle. Les doses sans effet néphrotoxique pour l'homme ont été estimées à 5 µg/kg/jour pour l'eau de boisson et à 10 µg/kg/jour pour l'alimentation. Après application d'un facteur d'incertitude de 10 (variabilité interindividuelle), les **RfD proposées sont égales à 0,5 µg/kg/jour pour l'eau de boisson et à 1 µg/kg/jour pour l'alimentation.**

d) Valeurs normatives et recommandations

Actuellement, la dose tolérable à long terme par ingestion est estimée pour le cadmium à 1 µg/kg/jour [10]. Dans les poissons, le CSHPF a émis en 1996 des recommandations à 0,1 mg/kg, quelle que soit l'espèce. La concentration en cadmium est limitée à 0,05 mg/kg dans les poissons non-prédateurs et à 0,1 mg/kg dans les poissons prédateurs (dont l'anguille) par la Communauté européenne dans son règlement CE n°466/2001 [5].

II-2-2- Mercure (Hg)

Les effets biologiques de la contamination mercurielle dans l'environnement dépendent de la forme chimique sous laquelle se trouve le mercure. Le mercure et ses dérivés peuvent être classés en deux familles distinctes :

- le mercure minéral sous forme métallique ou de sels ; c'est celui qu'on retrouve classiquement dans l'environnement (sols, sédiments etc.) ;
- le mercure organique, composé stable obtenu par combinaison avec une molécule carbonée, comme le méthylmercure ; c'est celui qu'on retrouve dans l'alimentation et en particulier dans les poissons. Il présente une forte affinité pour les groupements thiols.

a) Concentration dans l'environnement [10;32]

Les concentrations en mercure dans le milieu naturel sont très faibles. Il est présent naturellement dans l'air, l'eau, les sols, les plantes. L'écorce terrestre constitue la principale source d'émission du mercure, la part de l'activité humaine représentant 30 à 40 % de cet apport.

Le mercure élémentaire et ses composés organiques sont volatils, à la différence des sels de mercure. Le mercure est très faiblement mobile dans les sols, étant rapidement immobilisé par les oxydes de fer, d'aluminium, de manganèse, ainsi que par la matière organique.

Les réactions de méthylation/déméthylation du mercure, conduisant à la formation de monométhylmercure et diméthylmercure peuvent se faire en milieu abiotique (dans les sols, les sédiments) ou de façon biotique, sous l'action de bactéries (aérobies ou anaérobies) ou d'organismes aquatiques supérieurs. De 0,01 à 10 % de mercure présent dans l'eau et les sédiments se trouve sous forme méthyliée, environ 15 % dans les algues, de 20 à 50 % dans les invertébrés et de 80 à 90 % dans les poissons [33], 84 % selon l'Afssa [34]. Ce sont les poissons qui apportent la plus grande partie du mercure alimentaire, dont la teneur dans l'organisme croît avec le niveau trophique de l'espèce et son poids.

Le mercure présente la capacité de se concentrer dans les organismes aquatiques : les concentrations de méthylmercure augmentent lors du passage à un maillon supérieur de la chaîne trophique (phénomène d'amplification biologique). Le facteur de bioconcentration (en poids frais) du méthylmercure chez les poissons peut atteindre 100 000, avec une moyenne de 8 100 [33]. Chez l'homme, le facteur de bioconcentration peut ainsi atteindre 10 millions [35].

La bioaccumulation du méthylmercure dépend, outre de la teneur en mercure inorganique de l'eau et des sédiments, de variables environnementales complexes, telles que la croissance bactérienne, la température, la concentration en oxygène, le pH et le potentiel redox, qui influencent les réactions de méthylation/déméthylation [36;37].

b) Effets sanitaires (32;34)

➤ Toxicocinétique et métabolisme

Le méthylmercure (MeHg) est rapidement et presque totalement absorbé (95 %) par la paroi intestinale. Son excrétion, à 90 % par la voie fécale après un cycle entérohépatique via la bile, est faible [38-40].

Une fois absorbé, le MeHg se retrouve dans le sang, où il est véhiculé majoritairement par les érythrocytes jusqu'au foie, aux reins, au cerveau, ainsi que dans les tissus fœtaux, le MeHg traversant la barrière placentaire. Le devenir du MeHg, accumulé principalement dans le système nerveux central, est peu connu dans ce tissu. Il semble subir une lente déméthylation, qui donnerait naissance à l'ion mercurique, lui-même rémanent dans le système nerveux [41;42].

Les dérivés alkylés sont très lentement métabolisés par désalkylation. Leur élimination est essentiellement biliaire et c'est presque exclusivement du mercure inorganique qui est excrété.

La demi-vie d'élimination du méthylmercure est comprise entre 35 et 190 jours. Diverses estimations indiquent que la demi-vie du MeHg est sensiblement plus longue dans le cerveau que dans le sang [10].

➤ Toxicité aiguë

L'intoxication aiguë par voie orale de dérivés minéraux du mercure se manifeste tout d'abord par des signes d'irritation du tube digestif, dus à leurs propriétés caustiques : vomissements sanglants, colite hémorragique.

A Minamata, des rejets industriels d'oxyde de mercure dans les années 1960 ont conduit à la contamination de poissons et de coquillages consommés par les populations vivant sur les rives de la baie. Plus de 2 000 personnes ont été intoxiquées. Cependant, en l'absence de données sur les doses d'exposition, aucune relation dose réponse entre l'exposition et les symptômes cliniques observés (troubles de la sensibilité, tremblements des extrémités, troubles auditifs, visuels et rénaux) n'a pu être déterminée. Des atteintes neurologiques ont été observées chez des enfants nés de mères exposées mais ne présentant pas de signes majeurs d'intoxication. Ces enfants présentaient des retard mentaux, des troubles de la croissance et de l'équilibre, des strabismes (77 %), des ataxies cérébelleuses, des dysarthries, des hyperkinésies (95 %) et des hypersalivations (95 %) [43]. En Irak, dans les années 1970, après la consommation de pain fabriqué à partir de semences traitées par des fongicides riches en MeHg, 6 530 personnes ont été hospitalisées, 459 sont décédées. Les résultats des premières études menées chez les enfants exposés *in utero* sont concordants avec ceux de Minamata [44]. Il a pu être établi qu'une exposition prénatale correspondant à une concentration capillaire chez la mère de l'ordre de 7 à 10 ppm de mercure pourrait affecter le développement cérébral de l'enfant [45]. L'extrapolation des relations établies à partir des données irakiennes aux populations exposées chroniquement au MeHg par la consommation de poisson doit, cependant, se faire avec prudence car ces relations ont été établies à partir de populations exposées au MeHg de manière massive et de courte durée.

Chez le rat, les DL₅₀ orales du MeHg varient de 25 à 40 mg/kg [Lin *et al.* 1975].

➤ Toxicité chronique

La toxicité rénale induite par le MeHg a principalement été mise en évidence chez les rongeurs. Elle se caractérise essentiellement par une fibrose et une inflammation du cortex rénal, conduisant à une altération des fonctions rénales.

Chez l'animal, l'exposition orale au MeHg peut induire une perturbation du système immunitaire, augmentant la sensibilité aux agents infectieux. Il a ainsi été observé chez les rongeurs une prolifération de lymphocytes B et T en réponse aux agents mitogènes, une baisse de l'activité des

cellules de type « serial killer » et une diminution du poids du thymus et de la rate. L'exposition intra-utérine et/ou postnatale perturbe le développement du système immunitaire.

Les principaux effets neurotoxiques observés chez l'animal à la suite d'une exposition orale au MeHg sont l'apparition de troubles moteurs, tels qu'une ataxie, des tremblements ainsi que de troubles sensoriels, avec une restriction des champs visuel, auditif et tactile. L'exposition intra-utérine et/ou postnatale conduit également à des difficultés d'apprentissage et des perturbations du comportement social. Les études épidémiologiques menées chez plusieurs populations consommant quotidiennement ou occasionnellement du poisson contaminé (Canada, Nouvelle-Zélande, Ile Féroé, Seychelles, Guyane, Brésil, etc.) ne mettent en évidence, chez l'enfant comme chez l'adulte, aucun déficit neurologique grave, avec des taux d'imprégnation corporelle non négligeables (5 à 25 ppm). Cependant, chez l'enfant exposé *in utero*, une baisse des performances dans certains tests neuropsychologiques a été retrouvée corrélée au niveau d'exposition au mercure [46-48]. Des altérations des fonctions visuelles, somato-sensorielles et motrices ont également pu être observées en Amazonie chez des individus présentant des taux d'imprégnation capillaire supérieurs ou égaux à 6 ppm [49-51]. Par ailleurs, des différences de sensibilité neurotoxique au mercure semblent exister, selon les populations considérées, les modes d'alimentation et l'exposition croisée à d'autres contaminants.

➤ **Génotoxicité, tératogénicité et cancérogénicité**

La génotoxicité du MeHg a été évaluée à travers de nombreux essais *in vitro* et *in vivo* dont les conclusions présentent certaines contradictions. Ainsi, il n'est pas mutagène dans les tests bactériens mais il induit, chez les eucaryotes, des effets clastogènes (cassures des brins d'ADN), des aberrations chromosomiques ainsi que des échanges de chromatides sœurs. Une corrélation entre l'incidence de micronoyaux dans les lymphocytes périphériques et les concentrations sanguines en mercure chez les pêcheurs mangeant de grandes quantités de poissons contaminés a été mise en évidence [52]. En Amazonie, une corrélation entre les concentrations capillaires en mercure (5 à 10 ppm) et une diminution de la prolifération des lymphocytes (baisse de l'indice mitotique) a également été démontrée [53].

Des effets délétères sur les fonctions de la reproduction ont été mis en évidence chez les rongeurs et les primates, après exposition prolongée au MeHg. Une mortalité embryonnaire, une diminution de la taille des fœtus, des retards d'ossification et une induction de malformations, telles que des becs de lièvre ont également été rapportés.

Les études de cancérogenèse mettent en évidence une augmentation de l'incidence des tumeurs rénales chez la souris mâle, la femelle n'étant pas affectée. Chez le rat, en revanche, aucune étude n'a permis de montrer un éventuel effet cancérogène du MeHg. Les résultats des études épidémiologiques sont actuellement insuffisants pour conclure quant à un éventuel effet cancérogène du mercure chez l'homme [54]. Ainsi, l'examen des causes de décès de 334 habitants de Minamata n'a révélé aucune élévation du taux de mortalité par cancer chez les sujets exposés [55], même si un excès de mortalité par leucémie a été mis en évidence, sans qu'une corrélation avec l'exposition au MeHg n'ait pu être démontrée [56]. En Pologne, une étude cas témoin a cependant mis en évidence une concentration capillaire en mercure significativement plus élevée chez 47 patients atteints de leucémie, comparé à 52 individus témoins [57].

c) *Relations exposition effets*

L'évaluation par le JECFA [JECFA, 1972, 1989] des effets neurotoxiques (paresthésies) observés chez des adultes ayant consommé des poissons contaminés à Minamata (Japon), par combinaison des relations charges corporelles / apport alimentaire et effet toxique / charge corporelle, avait permis à l'OMS de déterminer **une dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) de 5 µg/kg de poids corporel pour le mercure et de 3,33 µg/kg de poids corporel pour le méthylmercure** [58]. Le JECFA avait toutefois souligné un risque plus important pour les femmes enceintes ou allaitant, sur la base des données recueillies en Irak, mettant en évidence 5 % de déficits neurologiques chez les jeunes enfants dont la mère présentait des concentrations capillaires en mercure total de 10 à 20 ppm au cours de la grossesse. Il a ainsi recommandé de réévaluer le MeHg en 2002, lorsque les derniers résultats de l'étude des Seychelles (suivi d'une cohorte d'enfants de la naissance à l'âge de 9 ans) seraient disponibles. En 2003, prenant en compte les résultats des études des Seychelles et des îles Féroé et considérant que la grossesse, notamment des 2^{ème} et 3^{ème} trimestres, était la période la plus

vulnérable pour le développement de l'enfant au regard d'une exposition au MeHg, une **nouvelle DHTP provisoire de 1,6 µg/kg de poids corporel** a été calculé pour le MeHg, en appliquant un facteur de sécurité de 6,4 [59].

Au final, selon l'OMS, la **DJT est de 0,71 µg/kg de poids corporel pour le mercure total et dorénavant de 0,23 µg/kg de poids corporel pour le méthylmercure** [JECFA, 2003]. L'Afssa reprend dans son avis du 16 mars 2004 ces mêmes valeurs.

L'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA) propose, pour le méthylmercure, **une dose de référence (RfD) de 0,1 µg/kg/jour** [US-EPA, 1994]. Cette valeur a été établie à partir des résultats obtenus par les études portant sur le couple mère/enfant, réalisées suite aux intoxications en Irak et aux Seychelles et aux Iles Féroé. La dose journalière de MeHg ingérée par la mère pendant la grossesse a été extrapolée à partir des concentrations de mercure mesurées dans les cheveux (11 µg/g de cheveu), après application d'un facteur de sécurité de 10.

L'ATSDR (Agency for toxic substances and disease registry) propose une valeur de référence appelée minimal risk level (MRL) correspondant à une estimation de l'exposition quotidienne à une substance chimique pour une durée spécifique d'exposition et pour deux voies : inhalation et ingestion. En 1994, l'ATSDR avait proposé un MRL pour le méthylmercure de 0,1 µg/kg/jour. Cette valeur a été recalculée en 1999 à partir des nouvelles données disponibles concernant notamment les deux études épidémiologiques réalisées aux Seychelles et aux Iles Féroé. Le nouveau MRL a été évalué sur la base de la plus forte dose sans effet de 15,3 µg/g de mercure dans le cheveu, mesurée chez les mères les plus exposées (Seychelles). La concentration sanguine correspondante (250 fois moindre), soit 0,061 µg/l, a été calculée à partir de cette valeur et, après application de l'équation de l'OMS, prise en compte du poids corporel (60 kg) et d'un facteur de sécurité de 4,5, le **nouveau MRL a été défini à 0,3 µg/kg/jour**.

Au Canada, la dose journalière tolérable de l'OMS a été reprise, soit une **DJT de 0,48 µg/kg de poids corporel pour le méthylmercure**. Une valeur limite **de 0,2 µg/kg de poids corporel par jour a été établie pour les femmes enceintes et allaitantes** dans le but de protéger le fœtus et l'enfant. Cette valeur a été calculée de la même façon que la RfD de l'US-EPA, mais en appliquant un facteur de sécurité de 5 et non de 10.

d) Valeurs normatives et recommandations

L'Afssa recommande comme dose hebdomadaire admissible les mêmes valeurs que l'OMS, soit 97 µg pour le méthylmercure (0,23 µg/jour/kg de poids corporel pour un adulte de 60 kg) et 300 µg de mercure total (0,71 µg/jour/kg de poids corporel pour un adulte de 60 kg) [34]. La Communauté européenne, par son règlement CE/ n°466/2001 [5] fixe une concentration maximale pour le mercure, dans les poissons non-prédateurs, égale à 0,5 mg/kg et dans les poissons prédateurs (dont l'anguille) égale à 1 mg/kg. Le CSHPF recommande les mêmes concentrations [10].

II-2-3- Plomb (Pb)

a) Concentration dans l'environnement [10;60]

Le plomb est présent naturellement en quantité très faible dans l'environnement, les sources d'exposition étant essentiellement anthropiques. Les concentrations en plomb dans les sols et la poussière de maison vont de 5 µg/kg à quelques dizaines de milligrammes par gramme dans les zones contaminées. Le plomb étant peu mobile, sa concentration dans le sol reste pratiquement constante.

L'exposition de la population au plomb se fait par des voies multiples dont les principales sont :

- l'ingestion d'aliments contenant du plomb (après pénétration foliaire dans les végétaux, concentration dans les tissus ou liquides comestibles d'origine animale ou contamination lors de la production ou la conservation des denrées) ;
- la déglutition, après portage main/bouche, des poussières et des écailles déposées sur les sols dans l'habitat (notamment par dégradation des anciennes peintures au plomb) ou à l'extérieur ;
- la consommation d'eau de boisson chargée lors de son séjour dans des canalisations riches en plomb (conduites ou soudures) ;

- l'inhalation de poussières fines émises dans l'atmosphère à partir de sources générant du plomb (activités minières et métallurgiques, aérosols mêlés aux gaz d'échappement des véhicules à moteur etc.).

La consommation de poissons frais et de moules contribue de manière plus importante à l'apport alimentaire en plomb qu'à celui en cadmium. Cette constatation s'applique encore plus particulièrement aux produits de la mer en conserve (sardines, anchois, maquereaux), surtout lorsqu'ils sont conditionnés en boîtes soudées.

b) Effets sanitaires [10;60]

Le plomb perturbe de nombreuses voies métaboliques et différents processus physiologiques. Les principaux organes cibles sont le système nerveux central, les reins et la moelle osseuse.

➤ **Toxicocinétique et métabolisme**

Les voies d'absorption du plomb sont principalement digestive et respiratoire. L'absorption percutanée n'est notable que pour les dérivés organiques.

Chez l'adulte, 5 à 10 % du plomb ingéré est absorbé alors que chez l'enfant, l'absorption est comprise entre 30 et 55 %. Les régimes carencés en fer ou en calcium l'augmentent. Le plomb sanguin ne représente que 1 à 2 % de la quantité présente dans l'organisme. Dans le sang, 98 % du plomb est intra-érythrocytaire. Les tissus mous (surtout le rein, mais aussi le foie, la rate, le cerveau) contiennent 5 à 10 % de la dose interne qui représente la quasi-totalité du plomb biologiquement actif. Plus de 90 % du pool de plomb chez l'adulte - et plus de 75 % chez l'enfant - sont osseux. Dans l'os, seul le plomb présent au niveau de la moelle est biologiquement actif. La plus grande partie du stock osseux est liée à l'os compact ; elle ne produit pas d'effet toxique, mais elle peut être relarguée massivement en cas de déminéralisation (ostéoporose, tumeur osseuse, immobilisation prolongée) ; de même, le pool de plomb biologiquement actif augmente pendant la grossesse et l'allaitement. Le plomb franchit facilement la barrière placentaire et à la naissance, les plombémies de la mère et de l'enfant sont peu différentes.

L'excrétion du plomb est principalement urinaire. L'excrétion lactée est faible. A l'arrêt de l'exposition au métal, la décroissance de la plombémie est biphasique avec une première période dont la demi-vie est voisine de 30 jours et une phase terminale, correspondant au compartiment osseux, de demi-vie supérieure à 10 ans. Ces demi-vies sont très augmentées, en cas d'insuffisance rénale.

➤ **Toxicité aiguë**

Les effets du plomb sur le système nerveux central diffèrent selon l'importance de l'exposition. Une intoxication importante peut provoquer une encéphalopathie avec hypertension intracrânienne se traduisant par une apathie, des céphalées, des vomissements, puis une confusion, une somnolence, des troubles de l'équilibre, suivies d'un coma et de convulsions pouvant conduire à la mort. Des séquelles neurologiques et comportementales importantes peuvent être observées : retard psychomoteur, épilepsie, cécité, hémiparésie. Ces formes graves de l'intoxication peuvent être observées lorsque la plombémie dépasse 700 (et généralement 1 000) µg/l, chez l'enfant, 2 000 µg/l, chez l'adulte. Des intoxications moins sévères peuvent être à l'origine d'irritabilité, de troubles du sommeil, d'anxiété, de perte de mémoire, de confusion et de fatigue ; elles correspondent à des plombémies comprises entre 500 et 700 µg/l, chez l'enfant.

Une exposition élevée peut être à l'origine d'une tubulopathie proximale avec syndrome de Toni-Debré-Fanconi (hyperaminoacidurie, glycosurie, hypercalciurie, hyperphosphaturie) ; ce tableau clinique correspond à des contaminations massives avec une plombémie supérieure à 700 µg/l. Des atteintes tubulaires plus discrètes, se traduisant par une fuite urinaire de protéines de faible poids moléculaire et une enzymurie, peuvent être observées à des niveaux d'imprégnation plus faibles (dès 400 µg/l).

En cas d'intoxication massive, on peut parfois observer une hépatite cytolytique. La colique du plomb est rare chez l'enfant. Par contre, des douleurs abdominales intermittentes sont plus fréquentes, associées à une constipation, voire à l'anorexie.

➤ Toxicité chronique

Les effets infracliniques sont les plus courants et se traduisent par un retard léger du développement psychomoteur et une diminution de l'acuité auditive. Les travaux récents montrent que les effets neurotoxiques du plomb sont sans seuil ; il existe une corrélation inverse entre la plombémie et le quotient intellectuel qui persiste, même lorsque la plombémie est inférieure à 150 µg/l : une perte de 1 à 2 points de QI est observée lorsque la plombémie passe de 100 à 200 µg/l. Les troubles mentaux organiques induits par le plomb sont durables [61]. Des études longitudinales ont montré que les individus intoxiqués pendant leur petite enfance conservent un déficit cognitif quelques années plus tard et encore pendant l'adolescence et à l'âge adulte. Lorsqu'ils sont exposés à la présence de plomb dans l'environnement, les enfants, particulièrement ceux âgés de moins de 6 ans, constituent une population à risque pour plusieurs raisons :

- pendant les premières années de sa vie, l'enfant porte spontanément les mains et les objets à la bouche. Il ingère ainsi une grande quantité de poussières, ces dernières peuvent être très riches en plomb ;
- près de 50 % du plomb ingéré passe dans le sang (10 % uniquement chez l'adulte) ;
- pour une même imprégnation, les effets toxiques du plomb sont plus importants et plus sévères que chez l'adulte, en raison des processus de développement cérébral ;
- enfin, le plomb passe la barrière trans-placentaire et l'intoxication peut commencer dès la vie intra-utérine.

Une atteinte tubulo-interstitielle et glomérulaire responsable d'une insuffisance rénale chronique, peut faire suite à une exposition prolongée à un niveau correspondant à une plombémie supérieure à 600 µg/l. La néphropathie saturnine est associée à une exposition à des niveaux élevés de plomb pendant plusieurs années, voire plusieurs dizaines d'années, telles qu'on peut la rencontrer pendant la vie professionnelle. Par contre, les effets à long terme d'une exposition environnementale sont peu connus. Dans la néphropathie saturnine, on rencontre très fréquemment l'hyperuricémie et la goutte, la lésion tubulaire entraînant une réabsorption anormalement élevée de l'acide urique. C'est là une spécificité de l'atteinte rénale par le plomb par rapport à celle provoquée par d'autres métaux.

Plusieurs enquêtes épidémiologiques suggèrent fortement une relation entre l'exposition au plomb et la maladie hypertensive, même à des niveaux d'exposition très faibles comparables à ceux auxquels une très large fraction de la population est exposée [62].

Le plomb a une action inhibitrice sur la synthèse de l'hémoglobine et peut provoquer des anémies normochromes et normocytaires. Il inhibe diverses enzymes et principalement, la déshydratase de l'acide delta-aminolévulinique (ALA) et l'hème synthétase, ce qui entraîne une accumulation de l'ALA dans le sang et les urines (ALA-U) et des protoporphyrines-zinc dans les hématies (PPZ). C'est pourquoi, le dosage de l'ALA-U et des PPZ sont utilisés à des fins de diagnostic. Le plomb diminue également la durée de vie des hématies et modifie le métabolisme du fer. Les anémies des enfants intoxiqués par le plomb sont souvent hypochromes et microcytaires, parce qu'une carence en fer est fréquemment associée à l'intoxication saturnine.

Une exposition importante peut être à l'origine de bandes radio opaques denses (versant métaphysaire des cartilages de conjugaison des os longs). Lors d'une imprégnation chronique au long cours, comme c'est le cas notamment pour des personnes âgées, il peut y avoir mobilisation du plomb stocké dans les os vers les tissus mous lors des phénomènes de déminéralisation fréquents à cet âge.

➤ Génotoxicité, tératogénicité et cancérogénicité

Les effets du plomb sur la reproduction sont divers : hypofertilité masculine avec altération de la production de spermatozoïdes, tératospermie augmentée, modification des taux de testostérone, LH, FSH ; diminution du développement staturo-pondéral et psychomoteur de l'enfant, augmentation des cas d'hypotrophie et d'avortements spontanés, prématurité, en cas d'exposition pendant la grossesse.

Seules des études récentes chez l'adulte en milieu professionnel suggèrent un effet cancérigène du plomb (poumon, estomac et peut-être vessie). Le Centre international de recherche sur le cancer a classé le plomb inorganique et ses composés dans le groupe 2B, celui des cancérogènes possibles pour l'homme. Les preuves sont principalement issues des études animales et sont très limitées en population humaine.

L'agence américaine pour la protection de l'environnement a classé ces mêmes composés dans le groupe B2 dans lequel sont rangées les substances probablement cancérigènes pour l'homme.

c) Relation exposition effets

Sur la base des études de variation de la plombémie, l'OMS (JECFA) recommande pour **le plomb une dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) de 25 µg/kg de poids corporel** [OMS, 1986], soit une dose journalière admissible égale à 3,5 µg/kg de poids corporel. En effet, en deçà d'une dose de 4 µg/jour/kg de poids corporel, les études disponibles ne mettent pas en évidence d'augmentation de la plombémie. Il n'existe pas de véritable valeur toxicologique de référence entre l'exposition au plomb et la survenue d'effets sanitaires indésirables. Ces effets sont en revanche prévisibles à partir de la plombémie et la caractérisation du risque se fait habituellement à partir de la plombémie attendue dans la population la plus sensible que constituent les jeunes enfants.

d) Valeurs normatives et recommandations

En France, le seuil réglementaire d'intervention sanitaire définissant l'intoxication chez un enfant a été fixé à 100 µg/l de plomb (décrets et arrêtés d'application de la loi n°98-657 du 29 juillet 1998 de lutte contre les exclusions). Le CSHPF a retenu la valeur de 3,5 µg/kg de poids corporel comme recommandation de dose journalière admissible [10]. D'après le règlement européen CE n°466/2001 [5], la concentration maximale autorisée de plomb dans les poissons est de 0,2 mg/kg de poids à l'état frais pour les poissons non prédateurs et de 0,4 mg/kg pour les poissons prédateurs (dont l'anguille). Le Conseil supérieur de l'hygiène publique de France recommande une concentration maximale en plomb dans la chair des poissons de 0,5 mg/kg [10].

II-2-4- Synthèse des données toxicologiques chez l'Homme

a) Cadmium

Les principaux effets toxiques résultant de la consommation d'aliments et/ou d'eau de boisson contaminés par le cadmium concernent le système rénal. Ces effets néphrotoxiques se caractérisent par une atteinte des tubules proximaux et une élévation de l'excrétion urinaire de protéines de faible poids moléculaire. Cette atteinte de la fonction rénale apparaît en population générale lorsque les concentrations urinaires de cadmium sont supérieures à 2 - 2,5 µg/g de créatinine. Chez les personnes atteintes du syndrome « Itaï-Itaï », décrit au Japon à la suite d'une absorption chronique d'eau et de riz contaminés, ces atteintes rénales sont associées à des lésions osseuses. Cependant, il n'a pas été déterminé si ces effets ostéotoxiques sont secondaires aux effets néphrotoxiques ou résultent d'un effet direct du cadmium sur le tissu osseux.

En ce qui concerne l'éventuelle implication du cadmium dans l'hypertension artérielle, les résultats des études épidémiologiques sont très controversés. De même, hormis pour le cancer de la prostate, aucune relation entre l'exposition au cadmium et la prévalence de cancer n'a été clairement mise en évidence.

Concernant les effets potentiels du cadmium sur la fertilité et le développement embryonnaire, une exposition au cadmium pourrait conduire, chez l'homme à une baisse de la mobilité et de la densité des spermatozoïdes et chez la femme à une diminution du poids du nouveau-né à la naissance.

Il faut remarquer que la consommation de tabac peut entraîner une augmentation de l'absorption de cadmium de 1 à 2 µg par jour.

Actuellement, la dose tolérable à long terme par ingestion est estimée pour le cadmium à 1 µg/kg/jour. Dans les poissons, le CSHPF a émis en 1996 des recommandations à 0,1 mg/kg, quelle que soit l'espèce. La concentration en cadmium est limitée à 0,05 mg/kg dans les poissons non-prédateurs et à 0,1 mg/kg dans les poissons prédateurs (dont l'anguille) par la Communauté européenne dans son règlement CE n°466/2001.

b) Mercure

Les accidents survenus au Japon et en Irak ont mis en évidence des effets neurotoxiques du méthylmercure (MeHg) chez l'adulte et l'enfant après une exposition à de fortes doses (imprégnation

capillaire supérieure à 100 ppm). Les enfants nés de mères exposées pendant leur grossesse (concentration capillaire de l'ordre de 7 à 10 ppm) présentaient également des signes d'atteinte neurologique. Cependant, l'extrapolation des relations établies à partir des données irakiennes aux populations exposées chroniquement au MeHg par la consommation de poisson doit se faire avec prudence car ces relations ont été établies à partir de populations exposées au MeHg de manière massive et sur une courte durée.

Les effets du MeHg à plus faibles doses, correspondant à une ingestion quotidienne ou occasionnelle de poisson contaminé sont en revanche moins bien définis. Si aucun déficit neurologique grave n'a été observé chez l'adulte comme chez l'enfant à des taux d'imprégnation capillaire de 5 à 25 ppm, une baisse des performances neuropsychologiques serait toutefois corrélée au niveau d'exposition au mercure. Par ailleurs, des différences de sensibilité neurotoxique au mercure semblent exister, selon les populations considérées, les modes d'alimentation et l'exposition croisée à d'autres contaminants.

L'Afssa recommande en 2004 comme dose hebdomadaire admissible les mêmes valeurs que l'OMS, soit 97 µg pour le méthylmercure (0,23 µg/jour/kg de poids corporel pour un adulte de 60 kg) et 300 µg de mercure total (0,71 µg/jour/kg de poids corporel pour un adulte de 60 kg). La Communauté européenne, par son règlement CE n°466/2001 fixe une concentration maximale pour le mercure dans les poissons non-prédateurs égale à 0,5 mg/kg et dans les poissons prédateurs (dont l'anguille) égale à 1 mg/kg. Le CSHPF recommandait les mêmes concentrations en 1996.

c) Plomb

Dans les globules rouges où sont fixées 95 % du plomb circulant, l'anémie est la manifestation biologique de toxicité dont la prévalence et la sévérité sont directement corrélées à la plombémie. Deux mécanismes entrent en jeu : l'inhibition de la biosynthèse de l'hème d'une part, et l'accélération de la destruction des érythrocytes d'autre part.

Plusieurs enquêtes épidémiologiques suggèrent fortement une relation entre l'exposition au plomb et l'hypertension artérielle, même à des niveaux d'exposition très faibles comparables à ceux auxquels une très large fraction de la population est exposée.

La néphropathie saturnine est associée à une exposition à des niveaux élevés de plomb pendant plusieurs années, voire plusieurs dizaines d'années, telles qu'on peut la rencontrer pendant la vie professionnelle. Par contre, les effets à long terme d'une exposition environnementale sont peu connus.

Peut-être plus préoccupantes encore sont les conséquences de l'exposition à de faibles doses de plomb sur l'apparition d'anomalies congénitales et le développement neuro-comportemental pendant la petite enfance. Une relation significative entre l'exposition au plomb et le développement neuro-comportemental a ainsi été mise en évidence. Les données disponibles indiquent l'absence de seuil pour cet effet infraclinique. Les résultats des études épidémiologiques laissent à penser que l'exposition au plomb, à des doses n'entraînant aucun symptôme du saturnisme durant l'enfance, induit un déficit neuro-comportemental durable.

En France, le seuil réglementaire d'intervention sanitaire définissant l'intoxication chez un enfant a été fixé à 100 µg/l de plomb (décrets et arrêtés d'application de la loi n°98-657 du 29 juillet 1998 de lutte contre les exclusions).

L'Afssa a retenu la valeur de 3,5 µg/kg de poids corporel comme recommandation de dose journalière admissible. D'après le règlement européen CE n°466/2001, la concentration maximale autorisée de plomb dans les poissons est de 0,2 mg/kg de poids à l'état frais pour les poissons non prédateurs et de 0,4 mg/kg pour les poissons prédateurs (dont l'anguille). Le Conseil supérieur de l'hygiène publique de France (1996) recommande une concentration maximale en plomb dans la chair des poissons de 0,5 mg/kg.

Chapitre III - Population d'étude

III-1- Composition et répartition de la population d'étude

III-1-1- Composition de la population d'étude

La population d'étude, auprès de laquelle a été administré le questionnaire, est constituée de pêcheurs amateurs à la ligne d'anguilles ou de carnassiers adultes, fréquentant un des huit sites d'étude du bassin Adour Garonne depuis plus d'un an. Les pêcheurs ont été rencontrés au fur et à mesure des enquêtes sur les sites sur une période s'étendant d'avril/mai à juin 2003. Les sites d'étude, pour mémoire, sont les suivants :

- la Charente aval (d'Angoulême à l'estuaire), départements 16, 17 ;
- la Jalle de Blanquefort (région bordelaise), département 33 ;
- le Tarn (Moissac), département 82 ;
- l'Isle, département 24, 33 ;
- la Garonne aval (depuis son entrée dans le département du Tarn-et-Garonne jusqu'à l'estuaire), départements 82, 33, 47 ;
- la Seudre (Marennes Oléron), département 17 ;
- le Lot aval, département 47 ;
- le Gave de Pau (de l'aval de Pau à la confluence avec l'Adour), départements 64, 40.

Le nombre de cartes vendues en 2001 dans les Associations agréées de pêche et de protection des milieux aquatiques (Aappma) des huit sites d'étude est d'environ 65 500 [6]. Cependant, les données sur les effectifs de pêcheurs recensés par le biais de la vente des cartes de pêche ne donnent qu'un reflet partiel de la fréquentation réelle des sites d'étude. Si la relation entre le nombre de cartes vendues et la fréquentation d'un site de pêche est probablement assez fidèle en ce qui concerne les pêcheurs amateurs aux engins ou professionnels, il est difficile de distinguer dans l'ensemble des pêcheurs amateurs à la ligne ayant acheté leur carte localement la part de ceux qui fréquentent réellement le site. En effet, il est permis de pêcher dans plusieurs départements à partir d'une seule carte vendue.

L'effectif de population enquêtée, fixé initialement à environ 1 100 individus, s'est élevé à 1 112 sujets enquêtés. Parmi ceux-ci, 1 052 individus se déclarent consommateurs du poisson pêché (94,6 % de la population d'étude totale). Cet effectif de 1 112 enquêtés constitue 0,2 % de la population totale des pêcheurs à la ligne du bassin Adour Garonne, estimée par le nombre de cartes vendues en 2001 dans les Aappma (530 000). Il représente également 1,7 % des pêcheurs ayant acheté leur carte dans l'un des huit sites d'étude (65 500 cartes vendues) [6;7].

La population d'étude se divise en quatre groupes :

- **Groupe 1** : pêcheurs déclarant consommer les produits de leur pêche et répondant au questionnaire principal (88,6 % de la population d'étude).
- **Groupe 1 bis** : pêcheurs déclarant consommer les produits de leur pêche et répondant au questionnaire principal, ainsi qu'à des questions supplémentaires portant sur les portions de poisson consommées, les habitudes de consommation de poissons de mer (en vue de comparer cette consommation avec celle des poissons de rivière pêchés), leur statut tabagique des pêcheurs (6,0 % de la population d'étude).
- **Groupe 2** : pêcheurs déclarant ne pas consommer les produits de leur pêche et ne répondant qu'aux questions correspondant au site de pêche (cours d'eau, commune et département, Aappma), à leur avis sur la pollution de l'eau et des poissons, à des caractéristiques sociodémographiques (catégorie socioprofessionnelle, âge, sexe, poids) et géographiques (département de résidence et de naissance) (5,1 % de la population d'étude).
- **Groupe 2 bis** : pêcheurs déclarant ne pas consommer les produits de leur pêche et répondant aux mêmes questions que le groupe 2, plus à des questions relatives à leur statut tabagique (0,3 % de la population d'étude).

Les questions supplémentaires ont permis d'estimer d'éventuelles surexpositions qui seraient liées à un comportement particulier de la population d'étude.

III-1-2- Répartition de la population d'étude

Les pêcheurs amateurs ne constituent pas une population captive sur la commune d'achat de la carte de pêche. De ce fait, la répartition de l'effectif de pêcheurs enquêtés sur les huit sites a été initialement réalisée sur la base de la longueur des cours d'eau et non sur celle du nombre de cartes vendues par site.

Cependant, compte tenu de la faible fréquentation de certains sites – en particulier le Tarn, la Jalle de Blanquefort et la Seudre – cette répartition a été réajustée au cours de l'enquête. Les effectifs de pêcheurs enquêtés, tels que calculés à l'origine et tels qu'ils ont été réellement réalisés, sont présentés dans le tableau 1.

Tableau 1. Répartition originelle et réelle des enquêtes sur les huit sites d'étude

Cours d'eau	Longueur en km	Nombre théorique d'enquêtés consommateurs	Nombre réel d'enquêtés consommateurs	Nombre final d'enquêtés (cons + non cons)
Tarn	55,8 (6,8 %)	71	66	69 (6,2 %)
Jalle de Blanquefort	18,74 (2,3 %)	24	15	15 (1,3 %)
Charente aval	160,1 (19,5 %)	204	237	242 (21,8 %)
Isle	114 (13,9 %)	145	157	169 (15,2 %)
Garonne	233,7 (28,4 %)	297	330	334 (30,0 %)
Seudre	66,73 (8,1 %)	85	10	12 (1,1 %)
Lot	81,27 (9,9 %)	103	110	120 (10,8 %)
Gave de Pau	91,8 (11,2 %)	116	127	151 (13,6 %)
total	822,14 (100 %)	1045	1 052	1112 (100 %)

III-2- Description de la population d'étude

Le profil de la population d'étude est détaillé en fonction des critères recueillis auprès des enquêtés : données démographiques et socio-économiques, mobilité par rapport au site de pêche, statut tabagique et consommation du poisson pêché. La description détaillée de la population d'étude figure en annexe 4. Les particularités principales de l'échantillon de population enquêté sont les suivantes.

III-2-1- Données socio-économiques et sociodémographiques

Les pêcheurs enquêtés sont en majorité des hommes, puisqu'ils représentent 97,8 % de la population d'étude (1 088 hommes vs 24 femmes). Les retraités (31,7 %), les employés (21,9 %) et les ouvriers (19,2 %) regroupent à eux seuls 72,8 % des enquêtés. Les agriculteurs, artisans, cadres et professions intermédiaires composent, quant à eux, 16 % de la population d'étude. L'âge moyen des sujets enquêtés est de 48,4 ans (médiane = 48 ans), avec un minimum de 18 ans et un maximum de 89 ans. Les pêcheurs interrogés semblent peu mobiles géographiquement. En effet, 82 % de la population enquêtée pêchait au moment de l'enquête dans son département de naissance. Sur les 1 112 pêcheurs interrogés, 33 sont nés à l'étranger (soit 3 %), l'Algérie et le Portugal étant les pays étrangers les plus représentés.

La majorité des pêcheurs pratiquent leur activité dans le département d'achat de la carte de pêche (90,6 %) et dans le même département que leur lieu de résidence (93,3 %). Le nombre de cartes de pêche vendues par département pourrait donc, contrairement à ce qui était supposé au départ, constituer une base de référence pour calculer la représentativité des échantillons de pêcheurs choisis par site au regard de la population totale de pêcheurs dans chaque département.

Hormis pour le sexe et la mobilité géographique, il existe des différences significatives entre les huit sites pour toutes les variables mentionnées ci-dessus ($p < 0,001$).

III-2-2- Consommation du poisson pêché

Sur les 1 112 enquêtés, seulement 60, soit 5,4 %, ne consomment jamais le poisson qu'ils pêchent. La proportion de pêcheurs non-consommateurs diffère significativement selon les sites ($p < 0,001$).

Ainsi, elle est plus importante sur le Gave de Pau (15,9 %) et la Seudre (16,7 %). Elle est également significativement différente selon l'âge. Elle est en effet plus faible chez les plus jeunes (18-35 ans) et les plus âgés (plus de 63 ans) que dans la tranche d'âge intermédiaire des 36-62 ans (respectivement 1,9 % et 1,8 % vs 3,6 %). A contrario, la proportion de pêcheurs non-consommateurs est indépendante de la catégorie socioprofessionnelle du pêcheur, de son sexe ou de son pays d'origine.

III-2-3- Statut tabagique

Le statut tabagique des groupes 1 bis et 2 bis est décrit à partir de la proportion des fumeurs, non-fumeurs et anciens fumeurs, du nombre d'années de tabagisme et du nombre de cigarettes fumées par jour dans cette population. Le but est d'étudier le tabagisme chez les enquêtés, du fait de l'importante source d'exposition au cadmium qu'il constitue. Il s'agit ainsi de vérifier si les pêcheurs ont le même niveau d'exposition au tabac que la population générale.

Sur 70 pêcheurs interrogés sur cette question, 45,7 %, sont fumeurs, 24,3 % anciens fumeurs et 30 % non-fumeurs. La médiane de la distribution concernant le nombre d'années de tabagisme est de 18,5 ans (moyenne de 20,7, écart type de 13,2). La médiane de consommation est de 12 cigarettes par jour (moyenne de 19,8), avec un écart type de 17,9.

L'enquête menée en France en 1997 sur le tabagisme selon une méthode par quotas réalisée sur un échantillon de 1 005 personnes représentatives de la population française adulte, donne un pourcentage de fumeurs de 34,4 % [63]. Ce pourcentage est plus élevé chez les hommes (39,8 %), d'ailleurs seuls présents dans les groupes 1 bis et 2 bis des non-consommateurs. Cette même enquête donne une consommation moyenne de 12,6 cigarettes par jour (13,7 pour les hommes). La différence entre la proportion de fumeurs dans les groupes 1 bis et 2 bis réunis et la proportion de fumeurs chez les hommes dans la population générale d'après cette enquête (45,7 % vs 39,8 %) n'est pas significative.

En revanche, la différence entre le nombre de cigarettes fumées par jour dans les groupes 1 bis et 2 bis et le nombre moyen fumé en France par la population masculine (19,8 vs 13,7 cigarettes) est significative ($p < 0,001$).

En conclusion, la population de pêcheurs interrogés sur le tabagisme, soit 70 personnes, semble un peu plus exposée au cadmium par le tabagisme, du fait d'un nombre de cigarettes fumées plus élevé que la population générale en France. Cette constatation peut être le seul fait de l'âge, en moyenne plus élevé dans la population d'étude que dans la population générale.

III-3- Représentativité de la population d'étude

III-3-1- Représentativité par rapport à la population cible

Dans la mesure où aucune base de sondage n'était disponible, le recrutement des sujets a été réalisé de manière exhaustive les jours d'enquête sur les sites sélectionnés. Cette méthode a été privilégiée du fait du faible nombre de pêcheurs rencontrés sur les sites d'étude au moment de chaque enquête. La plus grande variabilité des conditions d'enquête dans le temps (jours de semaine et de week-end, le matin, dans la journée et en soirée etc.) a été recherchée.

La représentativité de la population d'étude par rapport à la population cible doit être examinée en vue de connaître la pertinence de la généralisation des résultats obtenus à la population cible.

Les données concernant les effectifs de la population cible – pêcheurs amateurs à la ligne des huit zones d'étude – ne sont disponibles qu'indirectement, par l'intermédiaire du nombre de cartes de pêche vendues en 2001 sur l'ensemble des huit sites [7]. Ainsi, même s'il a été observé par la suite que la majorité des pêcheurs restait dans le département d'achat de leur carte, il n'est pas possible d'obtenir le nombre exact de pêcheurs fréquentant réellement les huit sites.

D'autre part, il n'existe pas d'informations nationales ou à l'échelle du bassin relatives à des statistiques sociodémographiques ou économiques sur les pêcheurs amateurs à la ligne (répartition par sexe, âge, catégorie socioprofessionnelle). Il n'est de ce fait pas possible de concevoir une quelconque comparaison sur ces points entre la population d'étude, la population cible ou même la population nationale des pêcheurs amateurs à la ligne.

III-3-2- Cohérence de la répartition des enquêtes sur les huit zones d'étude

La population d'étude a été répartie sur les huit sites d'étude proportionnellement à la longueur des cours d'eau concernés. Ce critère de répartition a été choisi en raison du manque d'informations sur le nombre total de pêcheurs amateurs à la ligne de chaque site. Il est évident que ce critère n'est pas forcément pertinent, dans la mesure où certaines rivières peuvent être longues mais peu fréquentées par les pêcheurs.

L'étude de la mobilité des pêcheurs par rapport à l'Aappma d'achat de la carte de pêche a montré que si peu d'entre eux pêchent sur la même commune, ils restent en général dans le même département. Le nombre de cartes de pêche vendues dans chaque département peut, de ce fait, être considéré comme étant proportionnel à l'effectif d'individus pêchant dans ce département. Par conséquent, il est possible de vérifier a posteriori la cohérence de la répartition des enquêtes sur les huit sites d'étude, en comparant la répartition de l'effectif de pêcheurs enquêtés avec la répartition du nombre de cartes vendues sur les huit départements concernés [7]. Cette comparaison est présentée dans le tableau 2.

Tableau 2. Répartition par département du nombre de cartes vendues et du nombre de pêcheurs enquêtés

Département	Nombre de cartes vendues	Nombre de pêcheurs enquêtés
17	30 630 (16,3 %)	173 (15,6 %)
16	18 212 (9,7 %)	81 (7,3 %)
24	24 108 (12,8 %)	90 (8,1 %)
47	16 130 (8,6 %)	221 (19,9 %)
82	16 090 (8,5 %)	107 (9,6 %)
64	23 702 (12,6 %)	97 (8,7 %)
33	36 528 (19,4 %)	289 (26,0 %)
40	22 955 (12,2 %)	54 (4,9 %)
total	188 355 (100 %)	1112 (100 %)

La comparaison des répartitions donne une différence significative entre la répartition du nombre de cartes vendues et la répartition du nombre de pêcheurs enquêtés sur les huit départements ($p < 0,001$). Les départements 47 et 33 sont sur-représentés dans l'enquête par rapport à la répartition des cartes vendues, alors que les départements 40, 24 et 64 sont sous-représentés. La répartition des enquêtes pour les départements 16, 17 et 82 semble en revanche assez pertinente.

Ce résultat laisse supposer que la répartition des enquêtes choisie n'est pas proportionnelle pour tous les sites avec le nombre de pêcheurs à la ligne pêchant dans chaque département. Cependant, il convient de rappeler ici que l'enquête n'a pas pour objectif d'assurer une représentativité départementale des pêcheurs interrogés.

III-3-3- Représentativité du groupe 1 bis et 2 bis par rapport à la population d'étude totale

Les enquêtés composant les groupes 1 bis (consommateurs) et 2 bis (non-consommateurs) sont uniquement des pêcheurs du Tarn et de la Jalle de Blanquefort. L'effectif dans ces deux groupes est de 70 pêcheurs, soit 6,3 % du total de la population d'étude. Cette restriction à deux sites de pêche a été imposée par des raisons pratiques, les enquêtes ayant déjà débuté sur les six autres sites alors que des items supplémentaires ont été ajoutés a posteriori au questionnaire pour mieux caractériser la population d'étude. Cette restriction peut constituer un biais pour généraliser les résultats obtenus dans les groupes 1 bis et 2 bis à toute la population d'étude.

Il s'agit de déterminer si les résultats obtenus dans ces deux sous-groupes, répondant à des questions supplémentaires sur les portions de poissons de rivière consommées, le tabagisme et la consommation de poisson de mer, sont généralisables à l'ensemble de la population d'étude. Dans ce but, les distributions respectives des groupes 1 bis et 2 bis réunis et des groupes 1 et 2 réunis – représentant le reste de la population d'étude – ont été comparées pour :

- la catégorie socioprofessionnelle ;
- l'âge ;
- le sexe ;
- le pays d'origine.

De plus, la fréquence de l'activité de pêche et la fréquence de consommation de poissons pêchés a été comparée entre les groupes 1 et 1 bis (groupes consommateurs de poissons de rivière).

Le détail des comparaisons entre les groupes 1 et 2 réunis et 1 bis et 2 bis réunis figure en annexe 5. Il est résumé ci-après.

a) *Caractéristiques sociodémographiques*

Il n'existe aucune différence significative pour les principales données socio-démographiques et économiques (âge, sexe, catégorie socioprofessionnelle) entre les groupes 1 bis et 2 bis réunis et le reste de la population d'étude.

En ce qui concerne le nombre de pêcheurs nés à l'étranger, la différence est significative entre le sous-échantillon constitué des groupes 1 bis et 2 bis et le reste de la population d'étude ($p < 0,001$). Cette différence concorde en partie avec les données observées dans les départements dans lesquels ont été réalisées ces enquêtes (Tarn-et-Garonne et Gironde), pour lesquels 9,9 % de la population est née à l'étranger, contre 7,1 % en moyenne dans les autres départements concernés par l'étude –16, 17, 24, 33, 40, 47, 64 (données Insee, 1999).

b) *Fréquence de pêche et de consommation du poisson pêché*

Le tableau 3 présente les médianes des fréquences de consommation de poisson des pêcheurs des groupes 1 et 1 bis.

Tableau 3. Médianes des fréquences de pêche et de consommation de poissons des pêcheurs des groupes 1 et 1 bis

Variable		groupe 1	groupe 1 bis	p
fréquence de pêche	inférieure à 30 jours	25,2 %	22,4 %	ns
	31 jours à 100 jours	55,4 %	64,2 %	
	100 jours à 1 an	19,4 %	13,4 %	
fréquence de consommation du poisson pêché	quelquefois	28,5 %	26,9 %	ns
	souvent	31,9 %	23,9 %	
	toujours	39,6 %	49,2 %	

ns : non significatif

Les items « quelquefois », « souvent » et « toujours » se rapportant à la fréquence de consommation du poisson pêché ont été renseignés en l'état par les pêcheurs. Ils ne peuvent, de ce fait, être quantifiés.

Aucune différence significative n'a été mise en évidence entre les groupes 1 et 1 bis pour ce qui concerne la fréquence de la pratique de la pêche ainsi que la fréquence de consommation de poisson.

c) *Conclusion*

Compte tenu de l'absence de différence significative pour les principales données socio-démographiques et économiques (âge, sexe, catégorie socioprofessionnelle), ainsi que pour la fréquence de pêche et la fréquence de consommation du poisson pêché entre le groupe 1 et 1 bis, et hormis la différence significative portant sur le critère du pays d'origine de l'enquêté, on peut considérer globalement que la population des groupes 1 bis et 2 bis est similaire à l'ensemble de la population d'étude, sur la base des caractéristiques étudiées ci-dessus. Il est par conséquent possible d'extrapoler les résultats obtenus pour ce sous-groupe à l'ensemble de la population enquêtée pour ce qui concerne les questions relatives aux portions de poisson consommées, au tabagisme et à la consommation de poissons de mer.

Chapitre IV - Description des habitudes de pêche et de consommation des poissons de rivière

VI-1- Description des habitudes de pêche

Il s'agit, dans ce chapitre, d'appréhender la fréquence et la quantification des poissons pêchés et consommés, ainsi que l'identification des espèces l'étant le plus fréquemment.

IV-1-1- Nombre de poissons pêchés par an

La distribution du nombre d'anguilles et de carnassiers pêchés par an par la population d'étude représentée par les groupes 1 et 1 bis – pêcheurs consommateurs des poissons – indique que 66,2 % des 1 052 enquêtés pêchent entre 2 et 15 anguilles par an et 72,6 % pêchent entre 2 et 10 carnassiers par an, ce qui peut paraître comme un bilan de pêche relativement peu productif, compte tenu de la médiane du nombre de jours de pêche par an, qui se situe à 50.

IV-1-2- Fréquence de pêche

Le détail des habitudes de pêche recueillis lors de l'enquête est présenté en annexe 6. La fréquence de la pratique de la pêche de la population d'étude consommatrice de poissons de rivière (groupes 1 et 1 bis) est décrite par le nombre de jours de pêche par an, calculé à partir de la fréquence et de la période d'activité de pêche de l'enquêté.

La médiane est de 50 jours de pêche par an. Le 95^{ème} percentile est à 220 jours. D'après le 25^{ème} et le 75^{ème} percentile, situés respectivement à 30 et 100 jours, les modalités ont été regroupées en trois classes de fréquence de pêche : « rarement » (1 à 30 jours), « souvent » (31 à 100 jours), « très souvent » (101 à 365 jours) pour le reste de l'exploitation.

La fréquence de pêche varie significativement en fonction des activités professionnelles ($p < 0,001$). Les cadres par exemple sont plus nombreux à aller à la pêche « rarement » (51 %), alors que plus de 40 % des retraités y vont « très souvent ». Les sujets appartenant à la catégorie d'âge « 63-89 ans » vont significativement beaucoup plus souvent à la pêche que les autres, puisque 44,4 % d'entre eux y vont très souvent, contre 23 % chez les autres catégories d'âge ($p < 0,001$). Ces différences s'expliquent très probablement par l'absence de contraintes d'ordre professionnel chez les retraités et les plus de 63 ans. Aucune différence significative n'est observée entre les femmes et les hommes en ce qui concerne la fréquence de pêche, de même que pour les pêcheurs nés à l'étranger et ceux nés en France.

IV-2- Description des habitudes de consommation

IV-2-1- Données générales

Le questionnaire de consommation a permis de relever des données générales sur les habitudes de consommation de poissons de rivière dans les groupes 1 et 1 bis de la population d'étude (groupes composés des consommateurs de poissons).

a) Caractéristiques des consommateurs de poissons

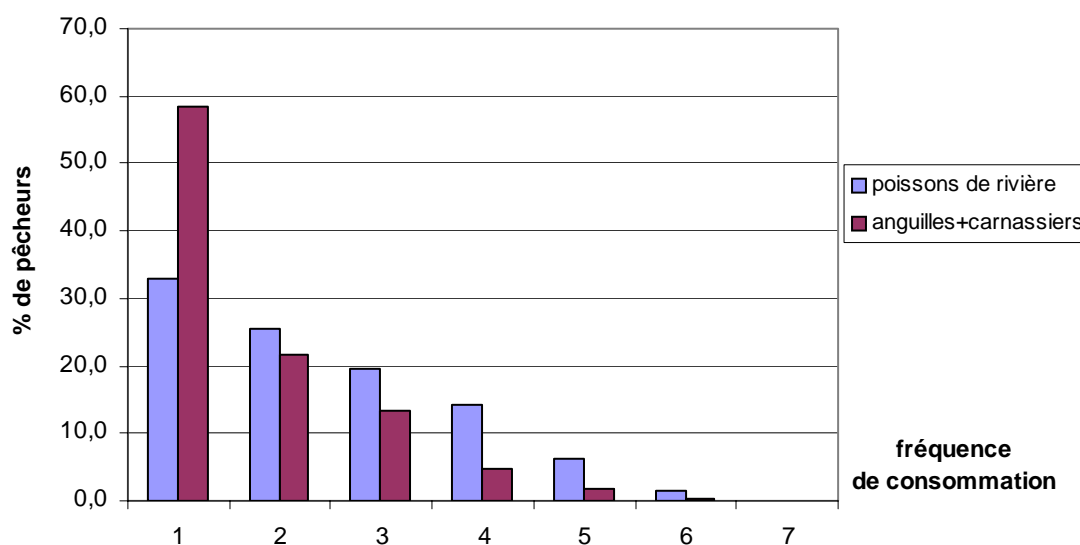
Parmi les 1 052 pêcheurs consommateurs, 40,2 % déclarent toujours consommer le poisson qu'ils pêchent, 31,4 % le consomment souvent et 28,4 % quelquefois, ces variables n'étant pas quantifiables. Pour mémoire, 5,4 % de la population d'étude ne consomme jamais le poisson pêché.

Aucune différence significative n'a été observée en fonction de l'âge, de la catégorie socioprofessionnelle, du sexe et du pays d'origine, pour ce qui concerne la fréquence de consommation générale du poisson pêché.

b) *Fréquence de consommation des poissons de rivière toutes espèces et toutes provenances confondues*

La figure 1 présente la distribution des fréquences de consommation, par mois ou par semaine, chez les pêcheurs consommateurs des poissons de rivière, toutes espèces et toutes provenances confondues d'une part, et des anguilles et carnassiers d'autre part.

Figure 1. Fréquences de consommation des poissons de rivière et des anguilles et carnassiers, toutes provenances confondues, chez les pêcheurs



1 : < 1 fois par mois, **2** : 1 fois par mois, **3** : 2-3 fois par mois, **4** : 1 fois par semaine, **5** : 2 fois par semaine ; **6** : 3-4 fois par semaine, **7** : > 4 fois par semaine.

La fréquence de consommation de poissons de rivière, toutes espèces et toutes provenances confondues, est relativement faible dans la population d'étude. En effet, 78 % des pêcheurs (n=820/1052) en consomment de moins d'une fois à 3 fois par mois et seulement 1,4 % (n=15/1052) en consomment plus de 2 fois par semaine. La médiane de consommation se situe à 1 fois par mois.

En ce qui concerne les carnassiers et les anguilles, la fréquence de consommation est encore plus faible, puisque 93,4 % des pêcheurs (n=971/1040, 12 pêcheurs n'ayant pas répondu à la question) en consomment de moins d'une fois à 3 fois par mois. La médiane se situe à moins d'une fois par mois, le percentile 95 (représentant les 5 % plus forts consommateurs) à une fois par semaine.

c) *Provenance des anguilles et carnassiers consommés mais non pêchés*

La répartition des différentes provenances des anguilles et des carnassiers consommés sans être des produits de la pêche en amateur est présentée dans le tableau 4, sachant que les pêcheurs pouvaient donner plusieurs réponses à cette question.

Tableau 4. Répartition des provenances des anguilles et des carnassiers consommés (autres que la pêche)

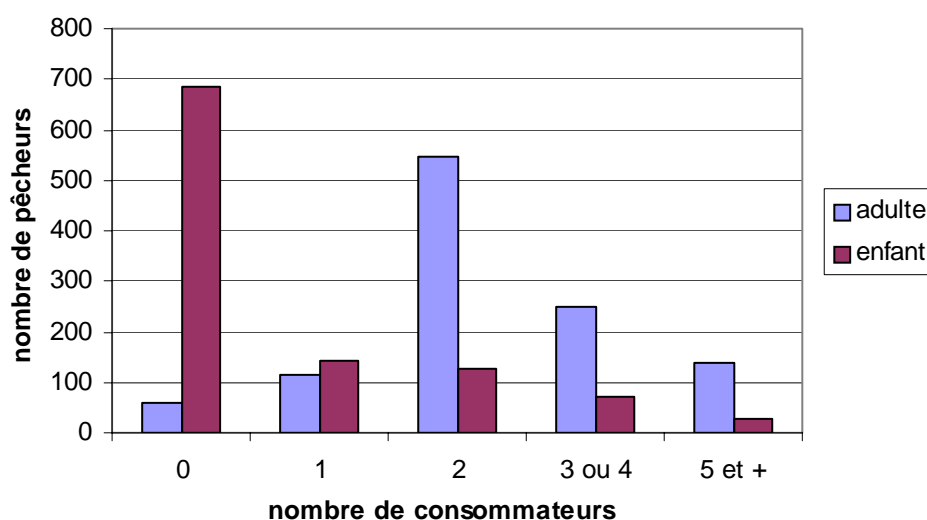
Provenance	% de pêcheurs
Proches	13,3
Grandes surfaces	11,1
Poissonniers locaux	13,3
N'achète pas	59,9
Restaurant	0,9
Ne se prononce pas	5

- ◆ 59,9 % des pêcheurs déclarent ne jamais acheter d'anguilles et de carnassiers et parmi eux, seulement 0,6 % en reçoivent de leurs proches. De fait, 59,6 % des pêcheurs interrogés consomment donc exclusivement les anguilles et carnassiers qu'ils pêchent.

d) Partage de la pêche avec des adultes et des enfants

Le questionnaire de fréquence a permis de mettre en évidence le nombre d'adultes (y compris le pêcheur enquêté lui-même) et d'enfants, qui consomme le poisson pêché par l'enquêté. Ces données permettent d'estimer grossièrement l'effectif de la population (adulte et enfant) susceptible d'être exposée à des éléments trace métalliques par la consommation de poissons de rivière du bassin Adour Garonne. Le nombre de consommateurs (adultes et enfants) est présenté figure 2.

Figure 2. Nombre de consommateurs (adultes ou enfants) du poisson pêché



- ◆ 52,1 % des pêcheurs interrogés consomment leur poisson avec un seul autre adulte, la plupart du temps leur conjoint. 65 % des pêcheurs partagent leur produit de la pêche avec aucun enfant, 26 % avec 1 ou 2 enfants. De plus, les plus forts consommateurs (percentile 95) partagent leur poisson avec 1,8 enfants en moyenne.

IV-2-2- Habitudes de consommation par espèce

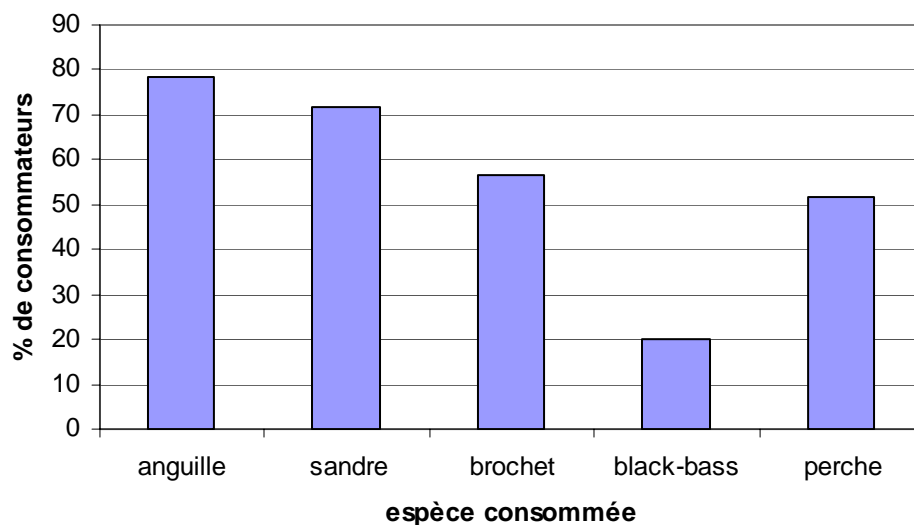
Les poissons retenus, conformément à l'avis de l'Afssa, dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires liés à la consommation de poissons de rivière du bassin Adour Garonne susceptibles d'être contaminés par des éléments trace métalliques, ont été les anguilles, auxquelles ont été adjointes les espèces les plus fréquemment consommées parmi les carnassiers (sandre, brochet, black-bass et perche), situés en bout de chaîne trophique.

Les résultats des enquêtes réalisées ont permis de produire des données sur la fréquence de consommation des anguilles et des carnassiers (sandre, brochet, black-bass et perche), sur leur mode de consommation (frais ou surgelés) et sur leur origine (auto production ou non).

a) Taux de consommation par espèce

La figure 3 présente le taux de consommateurs de chaque espèce de poisson pêchée dans la population d'étude de pêcheurs consommateurs (groupe 1 et 1 bis).

Figure 3. Taux de consommateurs pour chaque espèce de poisson pêché



➤ **Espèce**

L'anguille et le sandre sont les espèces pour lesquelles la proportion de consommateurs est la plus élevée (plus de 70 %). Leur médiane de fréquence de consommation se situe à 2 à 3 fois par an, avec :

- 25^{ème} percentile à 1 fois par an pour l'anguille et jamais pour le sandre ;
- 75^{ème} percentile à 7 à 10 fois par an pour l'anguille et 4 à 6 fois par an pour le sandre.

La médiane de fréquence de consommation du brochet et de la perche se situe également à 2 à 3 fois par an (25^{ème} percentile = "jamais" et 75^{ème} percentile = "2 à 3 fois par an" pour les deux espèces), avec une proportion de consommateurs toutefois plus faible que pour l'anguille et le sandre (entre 50 et 60 %).

Le black-bass est une espèce très peu consommée, puisque sa consommation ne concerne que 20 % des pêcheurs.

Ces observations confirment que la consommation d'anguilles et de carnassiers, provenant de la pêche ou d'une autre origine, est en général relativement faible dans la population d'étude (cf. chapitre IV-2-1).

➤ **Catégorie socioprofessionnelle**

La consommation d'anguilles diffère significativement selon la catégorie socioprofessionnelle ($p=0,001$). Il a été observé que les cadres consommaient moins d'anguilles que les autres catégories socioprofessionnelles : 53,3 % en consomment entre 0 et 1 fois par an, contre 30,4 % pour le reste de la population d'étude. En revanche, les retraités en mangent plus : 24,7 % en consomment plus de 10 fois par an, contre 15,8 % pour le reste des enquêtés.

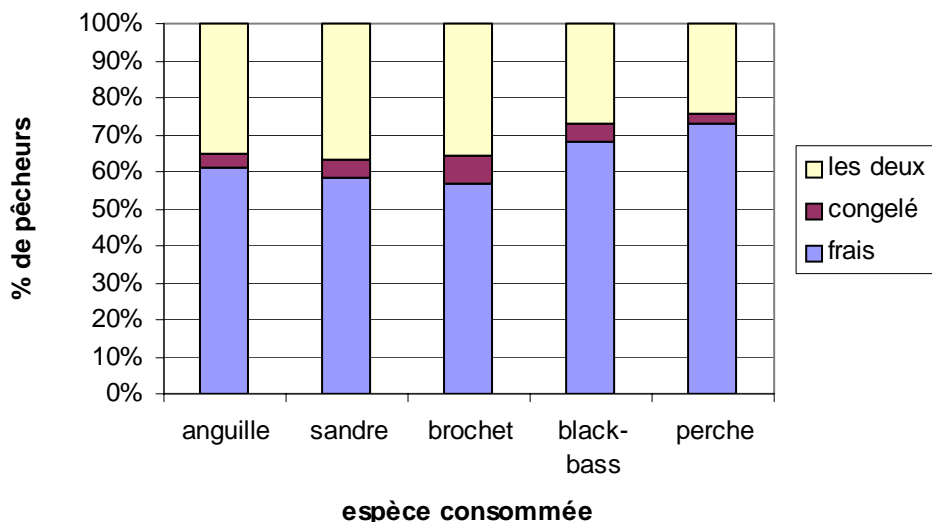
➤ **Autres variables**

Aucune différence significative n'a été observée en fonction du sexe, de l'âge et du pays d'origine, pour ce qui concerne la fréquence de consommation des poissons.

b) Mode de consommation

La figure 4 présente la répartition des différents modes de consommation de chaque espèce, selon que le poisson est consommé uniquement frais, uniquement congelé ou des deux façons.

Figure 4. Mode de consommation des diverses espèces consommées



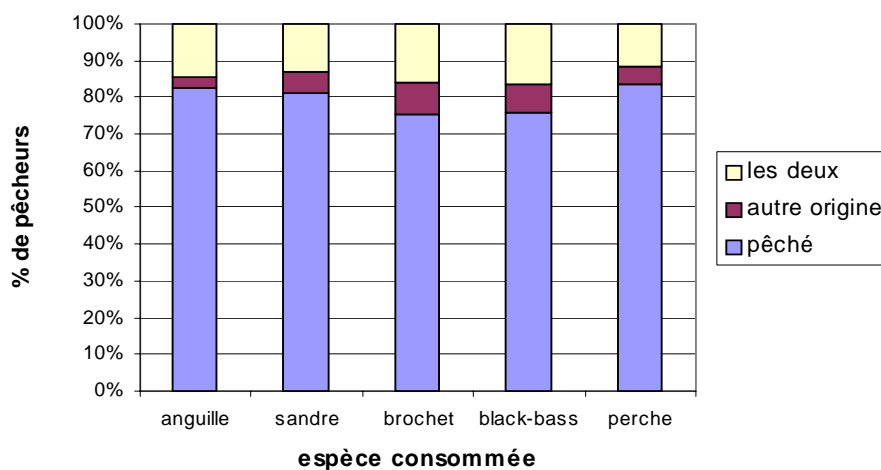
Les anguilles et les carnassiers sont majoritairement consommés frais, avec un maximum de 73 % pour la perche. La consommation de poisson uniquement congelé est assez peu fréquente : elle varie entre 2,6 % pour la perche et 7,2 % pour le brochet.

L'utilisation des deux modes de consommation, adoptée par 24,5 % à 36,7 % des pêcheurs selon l'espèce, permet de consommer le poisson pêché pendant la saison de pêche mais également le reste de l'année. Pour cette catégorie de pêcheurs, l'exposition aux éléments trace métalliques via la consommation de poissons de rivière est sans doute plus étalée sur l'année que les pêcheurs consommant uniquement du poisson frais.

c) Provenance du poisson consommé

La figure 5 présente la répartition des différentes provenances possibles (pêché ou non pêché) du poisson consommé.

Figure 5. Provenance des diverses espèces consommées



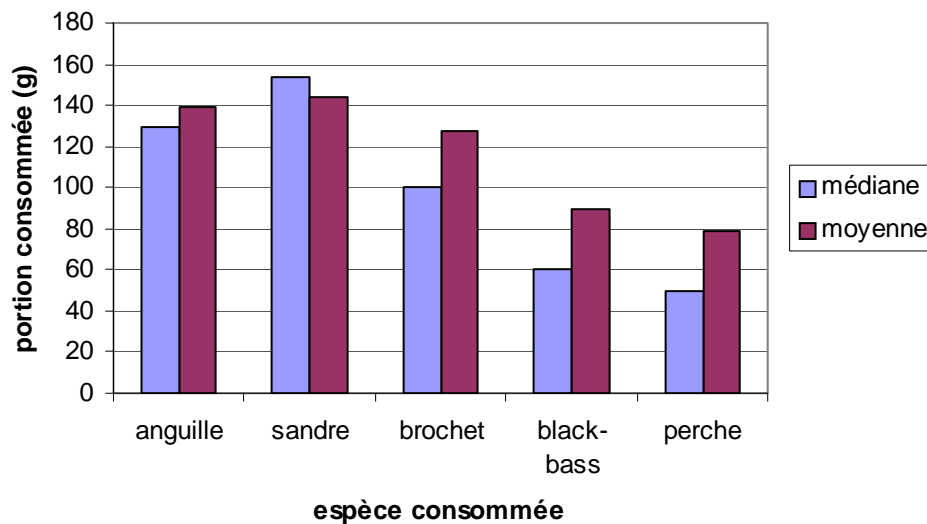
La grande majorité des anguilles et des carnassiers consommés par les pêcheurs provient de la pêche (c'est le cas de 75,3 % à 83,9 % d'entre eux, selon l'espèce de poisson considérée).

IV-2-3- Portions de poissons consommées

Seul le groupe 1 bis (pêcheurs consommateurs de poissons) a répondu à des questions supplémentaires sur les portions consommées pour chaque espèce de poisson de rivière. Le but de cette démarche était de quantifier plus finement l'exposition plutôt que de prendre des données de consommation – en terme de taille de portions de poissons consommées – disponibles pour la population générale. Comme il a été démontré antérieurement (chapitre III-3-3), les résultats du groupe 1 bis peuvent être généralisés à la population d'étude. Notamment, aucune différence significative n'a été mise en évidence entre les groupes 1 et 1 bis (pêcheurs consommateurs de poisson) pour ce qui concerne la fréquence de la pratique de la pêche et la fréquence de consommation de poisson. Leurs comportements alimentaires peuvent de ce fait être considérés comme globalement comparables.

Les médianes et les moyennes des portions consommées par repas sont présentées figure 6 pour chaque espèce de poisson.

Figure 6. Médiane et moyenne des portions consommées par espèce



De façon globale, la portion moyenne d'anguilles et de carnassiers consommés par chaque pêcheur se situe à 121,4 g (médiane de 101 g, écart type de 47,7), avec des portions moyennes égales à 129 g pour les anguilles et à 110 g pour les carnassiers. Le percentile 95 (représentant les 5 % plus forts consommateurs d'anguilles et de carnassiers) est à 217,4 g (239 g pour les anguilles et 212 g pour les carnassiers).

De façon détaillée, l'anguille et le sandre sont consommés en plus grande quantité que les autres espèces, avec des médianes se situant à des portions égales respectivement à 129 g et 154 g (moyennes de 139 g et 144 g). Le brochet et surtout la perche sont consommés en portions plus réduites (médianes respectives de 100 g et 50 g, moyennes respectives de 127 g et 79 g). Ces quatre espèces sont les plus consommées en terme de fréquence, soit 2 à 3 fois par an (chapitre IV-2-2-a). Le black-bass est, quant à lui, consommé en assez petite quantité (médiane de 60 g, moyenne de 90 g) et, comme vu précédemment, avec une fréquence plus faible. Ces différences s'expliquent vraisemblablement par les petites tailles que présentent en général ces poissons ainsi que par le faible nombre de prises. Au total, la moyenne des portions de carnassiers consommées est de 110 g, avec une médiane de 80 g. Les moyennes plus élevées que les médianes (hormis pour le sandre) peuvent s'analyser par l'existence de consommateurs absorbant de grosses portions de poissons. Les distributions des portions consommées par espèces de poissons sont ainsi asymétriques (décalage vers les plus gros consommateurs).

D'après l'enquête INCA 1 [64] la portion de poisson consommée en moyenne par la population générale est comprise entre 145 g et 160 g par repas soit une portion moyenne de 152,5 g. La portion moyenne consommée par le groupe 1 bis est inférieure à celle consommée en France par la population générale (121,4 g vs 152,5 g). En revanche, la portion consommée par les forts consommateurs dans la population d'étude (percentile 95) est plus importante que la moyenne de la population générale (217,4 g vs 152,5 g).

En France, l'étude INCA 1 (64) interroge les enquêtés sur leurs consommations alimentaires de la semaine précédente (et non sur leurs habitudes régulières de consommation). Elle indique que la quantité quotidienne de poissons consommés (rivière ou mer) en moyenne par la population générale adulte (âge supérieur à 15 ans) est d'environ 28,7 g/jour. Cette consommation se répartit comme suit : 1,4 g/jour pour les poissons de rivière contre 27,3 g/jour pour les poissons de mer. Le percentile 95 de la consommation de poissons de rivière en population adulte générale est quant à lui égal à 68,8 g/jour et de 104 g pour le total de la consommation de poissons (rivière, mer et autres produits de la mer).

Les données de l'étude (chapitre IV-2-1) indiquent que la médiane de la fréquence de consommation de poissons de rivière des pêcheurs du bassin Adour Garonne est d'une fois par mois, toutes espèces et provenances confondues, et moins d'une fois par mois pour les seuls anguilles et carnassiers (2 à 3 fois par an, sauf pour le Black-Bass). En considérant la fréquence de consommation des anguilles et des carnassiers et les portions respectivement égales à 129 g et 110 g, soit 240 g au total, la quantité consommée en moyenne par les pêcheurs est de 4 g/jour. La quantité de poisson de rivière consommée par jour dans l'étude est trois fois plus importante que celle de la population générale (1,4 g/jour) mais reste relativement faible. On prend en compte, pour les forts consommateurs du bassin Adour Garonne, le 95^{ème} percentile des portions d'anguilles (239 g) et de carnassiers (212 g) consommées, ramenées en quantité quotidienne à raison d'un repas par semaine (percentile 95 de la fréquence de consommation). La valeur obtenue est du même ordre de grandeur que celle définie par le 95^{ème} percentile en population générale, pour les consommations de la semaine précédent l'enquête (64 g/jour vs 68,8 g/jour).

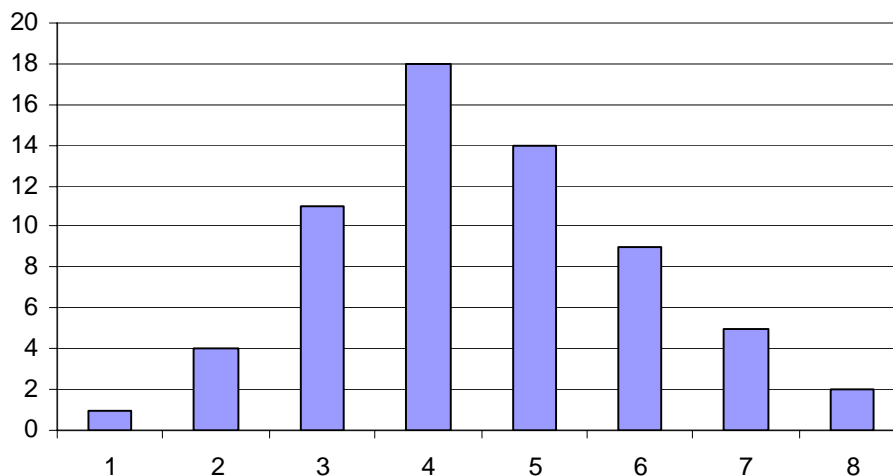
En conclusion, pour les poissons de rivière, la portion moyenne consommée dans l'étude est inférieure à celle observée dans INCA 1. Mais rapportée aux fréquences de consommation, les quantités journalières de poisson consommées en moyenne dans l'étude sont trois fois plus importantes qu'en population générale et équivalentes pour les forts consommateurs.

IV-2-4- Consommation de poissons de mer

Pour le groupe 1 bis, la fréquence de consommation de poisson de mer et les portions consommées par repas ont été notées dans le but d'étudier les quantités de poisson de mer consommées par la population d'étude. Les poissons de mer peuvent en effet s'avérer une autre source importante d'exposition aux éléments traces métalliques.

De plus, la comparaison avec la population générale permet d'appréhender d'éventuelles différences de consommation. En effet, comme il a été démontré supra (§ III-3-3), les résultats du groupe 1 bis peuvent être généralisés à la population d'étude. La distribution des fréquences de consommation de poisson de mer est présentée figure 7.

Figure 7. Distribution des fréquences de consommation de poisson de mer



1 : jamais, **2** : 1-2 fois par an, **3** : 3-4 fois par an, **4** : 5-12 fois par an, **5** : 1-4 fois par mois, **6** : 1 fois par semaine, **7** : 1-2 fois par semaine fois/semaine, **8** : >2 fois par semaine.

La médiane des fréquences de consommation des poissons de mer se situe à 1 fois par mois, avec un 25^{ème} et un 75^{ème} percentile situés respectivement à 4 à 10 fois par an et 1 fois par semaine. La médiane de la portion de poisson de mer consommée se situe à 125 g (moyenne à 126,2 g).

En combinant les deux variables "fréquence de consommation" et "portion consommée de poisson de mer", la quantité quotidienne de poisson de mer consommée peut être calculée pour chaque pêcheur selon la formule (1) :

$$\text{quantité consommée} = \frac{\text{portion consommée} \times \text{fréquence de consommation}}{365} \quad (1)$$

Avec :

- ◆ *quantité consommée en g/jour*
- ◆ *portion consommée en g*
- ◆ *fréquence de consommation en nombre de fois/an*

La quantité moyenne de poisson de mer consommée par jour par le groupe 1 bis est d'environ 10 g (médiane de 4 g). Cette moyenne est inférieure aux données obtenues dans la population générale lors de l'enquête INCA 1 [64], qui donnait une consommation moyenne (pendant la semaine précédant l'enquête) en poisson de mer de 27,3 g/jour/personne. Les pêcheurs interrogés consomment moins de poissons de mer que la population générale (10 g vs 27 g). Cette observation va dans le sens inverse de celle qui portait sur la consommation de poissons de rivière, puisque les pêcheurs enquêtés consommaient en moyenne trois fois plus de poissons de rivière que la population générale. Il semble donc y avoir un report des consommations de poissons de mer vers les poissons de rivière chez les pêcheurs enquêtés.

Pour ce qui concerne les plus forts consommateurs, le 95^{ème} percentile de la consommation de poisson de mer en population générale (INCA 1) se situe à 70 g/jour/personne (pour la semaine précédant l'enquête). Il est de 33 g/jour/personne chez les pêcheurs enquêtés soit plus de deux fois plus faible.

IV-2-5- Récapitulatif des consommations de poissons de rivière et de mer

Le tableau 5 rappelle les données moyennes et extrêmes (95^{ème} percentile des distributions) de consommation de poissons de rivière et de mer estimées chez les pêcheurs enquêtés dans le bassin Adour Garonne (Cire) et dans la population générale, chez les plus de 15 ans (INCA 1).

Tableau 5. Consommations de poissons en France (INCA 1 : semaine précédant l'enquête) et dans la population d'étude (en g/jour/personne)

	poissons de rivière		poissons de mer		total poissons	
	INCA 1	Cire	INCA 1	Cire	INCA 1	Cire
consommation moyenne	1,4 (5 %)	4 (28 %)	27,3 (95 %)	10,5 (72 %)	28,7	14,5
consommation extrême	68,8 (50 %)	64 (66 %)	70 (50 %)	33 (34 %)	138,8	97

Note : les pourcentages entre parenthèses représentent la part respective des catégories de poissons dans la quantité totale consommée.

Chez les pêcheurs enquêtés, les poissons de rivière représentent 27 % de leur consommation de poisson alors qu'elle n'est que de 5 % pour la population générale. On ne retrouve pas cette tendance chez les forts consommateurs (66 % dans la population d'étude vs 50 % en population générale).

IV-3- Avis sur les risques sanitaires liés la pollution de l'eau

Des questions sur la perception des risques sanitaires liés à la consommation de poissons de rivière ont été posées aux pêcheurs. 97 % des individus enquêtés ont répondu à ces items (n=1 081/1 112).

IV-3-1- Perception des risques sanitaires liés à la pollution des rivières

Sur l'ensemble des pêcheurs répondant à cette question, 77,2 % pensent que la pollution des rivières présente un risque pour la santé via la consommation de poissons de rivière. 16 % pensent qu'il n'y a pas de risque et 6,8 % n'ont pas d'avis.

La perception du risque sanitaire via la consommation de poissons de rivière n'est pas significativement différente selon la catégorie socioprofessionnelle, le sexe, l'âge et le pays d'origine des enquêtés.

Aucune relation significative n'a été mise en évidence entre l'opinion de l'enquêté sur les risques liés à la consommation de poisson et le fait qu'il consomme ou non les poissons qu'il pêche. Il faut cependant noter que seulement 50 % des non-consommateurs a répondu à la question contre 100 % des consommateurs (n=1 052).

IV-3-2- Attention portée à la qualité des cours d'eau

Sur l'ensemble du bassin Adour Garonne, 82,5 % des pêcheurs portent une attention particulière à la qualité de l'eau de leur site de pêche, sachant que certains cours d'eau peuvent être plus pollués que d'autres, 14,4 % n'y font pas attention et 3,1 % ne se prononcent pas.

a) Sexe

Les femmes semblent faire plus attention à la qualité de l'eau de leur site de pêche que les hommes ; ce qui est vrai pour 91,3 % d'entre elles, contre 82,3 % des hommes.

b) Age

L'attention portée à la qualité du site de pêche diffère significativement selon l'âge ($p=0,032$). Les individus appartenant à la catégorie d'âge des « 18-35 ans » et les plus de 63 ans sont moins nombreux à y faire attention que les 36-62 ans (respectivement 74 % et 79 % vs 84 %).

c) Pays d'origine

Aucune différence significative n'a été observée en fonction du pays d'origine concernant l'attention portée à la qualité de l'eau du site de pêche.

d) Consommation du poisson pêché

Aucune différence significative n'est observée entre les pêcheurs déclarant ne jamais consommer le poisson et les autres.

IV-3-3- Impressions générales relevées par les enquêteurs auprès des pêcheurs

Sur la plupart des sites, les pêcheurs ont montré de l'intérêt pour les résultats de l'étude, bien que l'objectif n'ait pas toujours été bien compris, l'étude ayant quelquefois été perçue comme une enquête portant sur la qualité de l'eau plutôt que comme une enquête alimentaire.

Sur le Gave de Pau, les pêcheurs apparaissent conscients et très inquiets de la pollution du cours d'eau. La situation est également sensible sur le Tarn, où les pêcheurs considèrent que les cours d'eau sont très pollués (pesticides ou autres etc.). Ils déplorent également la présence d'un autre carnassier, le silure, qui serait importé de Pologne et qui est fort prédateur de nombreuses espèces de poissons. Les pêcheurs de la Charente et du Tarn ont souvent fait part aux enquêteurs de leur inquiétude concernant la baisse importante depuis une dizaine d'années des populations piscicoles, ces déclarations étant en accord avec le nombre faible d'anguilles pêchées sur le Tarn (§ IV-1-2).

Il faut noter parfois un certain manque de cohérence de la part des personnes enquêtées, lesquelles, bien que déclarant en majorité être attentives à la qualité de l'eau, continuent de pêcher sur des sites qu'elles considèrent pollués et en consomment les poissons.

IV-4- Synthèse des habitudes de pêche et de consommation des poissons

IV-4-1- Activité de pêche et habitudes de consommation de poisson par site d'étude

Bien que les données recueillies ne soient représentatives que globalement et non par site d'étude, il peut être intéressant de noter quelques particularités relevées localement.

L'activité de pêche apparaît plus faible sur le Gave de Pau que sur les autres sites. Les pêcheurs interrogés sur ce site sont nombreux à toujours consommer le poisson pêché, en particulier l'anguille. Ils se fournissent également en anguilles et en carnassiers en grande surface et chez les poissonniers locaux plus souvent que les autres pêcheurs.

L'activité de pêche sur l'Isle est en revanche plus forte, avec une consommation particulièrement importante de sandre, en comparaison avec les autres cours d'eau.

La Garonne apparaît comme un cours d'eau à forte densité piscicole pour certaines espèces (nombre d'anguilles pêchées par an plus élevé). Les pêcheurs sont nombreux à toujours consommer le poisson pêché. Par ailleurs, ils sont particulièrement soucieux de la qualité de leur site de pêche.

La Charente apparaît également comme un cours d'eau à forte densité piscicole pour les anguilles. En revanche, les pêcheurs sont plus nombreux qu'ailleurs à ne consommer que quelquefois le poisson pêché et à ne jamais acheter de poisson de rivière, ce qui peut laisser supposer une faible consommation générale de poissons de rivière, toutes provenances confondues, chez les pêcheurs de ce site.

Le Tarn semble être au contraire un cours d'eau à faible densité piscicole, notamment pour l'anguille. Les pêcheurs sont par ailleurs nombreux à ne jamais acheter de poisson de rivière.

Les pêcheurs du Lot apparaissent également comme de faibles consommateurs de poissons de rivière, ce qui peut s'expliquer par leur sensibilité plus élevée aux risques liés à la consommation de ces poissons.

IV-4-2- Fréquence de consommation et quantités de poissons consommés

Parmi la population enquêtée, 5,4 % de pêcheurs ne consomme jamais le poisson pêché. La fréquence de consommation de poissons de rivière, toutes espèces et toutes provenances confondues, est relativement faible dans la population d'étude consommatrice. En effet, la médiane de consommation se situe à 1 fois par mois. En ce qui concerne les carnassiers et les anguilles, le taux

de consommation est encore plus faible, puisque la médiane se situe à moins d'une fois par mois. 5 % des consommateurs (percentile 95) en consomme une fois par semaine. L'anguille et le sandre sont les espèces pour lesquelles la proportion de consommateurs est la plus élevée. Leur médiane de fréquence de consommation se situe à 2 à 3 fois par an.

La grande majorité des anguilles et des carnassiers consommés par les pêcheurs provient de la pêche (c'est le cas de 75,3 % à 83,9 % d'entre eux, selon l'espèce de poisson considérée). La majorité d'entre eux (59,6 %) consomment exclusivement les anguilles et carnassiers qu'ils pêchent. Ils partagent en général (52,1 %) les produits de leur pêche avec un seul autre adulte, la plupart du temps leur conjoint. Un quart des pêcheurs les partagent avec 1 ou 2 enfants. Les plus forts consommateurs (95^{ème} percentile des portions consommées et des fréquences de consommation) partagent leur poisson avec 1,8 enfant en moyenne.

La portion moyenne de poisson consommée par repas par les pêcheurs interrogés est un peu plus faible que celle de la population générale (121,4 g vs 152,5 g). Si l'on tient compte de la fréquence de consommation des seuls poissons de rivière, les quantités quotidiennes ingérées par la population d'étude sont en revanche trois fois plus importantes que celles de la population générale (4 g/jour vs 1,4 g/jour) mais restent assez faibles.

Les plus forts consommateurs (95^{ème} percentile des portions consommées et des fréquences de consommation) ingèrent au moins une fois par semaine 239 g d'anguilles et 212 g de carnassiers. Les quantités quotidiennement consommées par ces gros consommateurs sont de 64 g/jour, ce qui équivaut à ce qu'ingèrent les forts consommateurs (percentile 95) en population générale (68,8 g/jour, pour la semaine précédant l'enquête INCA 1).

Par ailleurs, les pêcheurs du bassin Adour Garonne consomment quotidiennement moins de poissons de mer que la population générale (10,5 g/jour vs 27,3 g/jour en moyenne et 33 g/jour vs 70 g/jour pour le percentile 95), ce qui laisse penser à une surconsommation de poissons de rivière au détriment des poissons de mer dans la population d'étude comparativement à la population générale.

Chapitre V - Evaluation de l'exposition au plomb, cadmium et mercure via la consommation de poissons de rivière

L'évaluation de l'exposition au plomb, cadmium et mercure de la population cible nécessite l'exploitation de deux sources de données :

- celles apportées par le questionnaire de consommation ;
- les résultats des mesures de plomb, cadmium et mercure dans les poissons susceptibles d'être consommés (anguilles et carnassiers).

Le croisement de ces deux sources permet de calculer une dose journalière d'exposition aux trois éléments trace métalliques considérés (cadmium, mercure, plomb) via la consommation de poissons de rivière. Une dose journalière d'exposition au méthylmercure peut également être déduite à partir de celle relative au mercure total, si l'on considère que 84 % du mercure se trouve sous forme de méthylmercure dans les poissons [32].

V-1- Teneurs en plomb, cadmium et mercure mesurées dans les poissons et dans le milieu

V-1-1- Echantillonnage des poissons

L'effectif de poissons à prélever sur chaque site a été calculé d'après la directive européenne n°2001/22/CE du 8 mars 2001 [8]. Le nombre de poissons à échantillonner pour avoir une bonne représentativité de la population piscicole, tout en tenant compte des contraintes locales (faible nombre de carnassiers dans les cours d'eau, volonté de ne pas « sacrifier » trop de poissons considérés comme nobles dans un cheptel déjà réduit) a ainsi été estimé à 10 par site, soit 5 carnassiers et 5 anguilles, ce qui représente un lot d'anguilles et un autre de carnassiers par site.

Compte tenu des populations piscicoles (anguilles et carnassiers) propres à chaque site, des conditions météorologiques (fortes chaleurs) et hydrologiques (étiage précoce des cours d'eau du fait de la canicule) qui influent sur la densité piscicole, l'effectif cible de prélèvements de poissons n'a malheureusement pu être atteint pour tous les cours d'eau. Le nombre de poissons prélevés et les sites de prélèvement sont indiqués dans le tableau 6.

Tableau 6. Nombre de poissons prélevés et sites de prélèvements

Cours d'eau	Nombre de poissons prélevés		Site de prélèvement
	anguilles	carnassiers	
Tarn	5	2	Moissac
Jalle de Blanquefort	5	0	Réserve de Bruges
Charente aval	4	0	En amont de Saintes
Isle	5	5	St Seurin
Garonne	5	5	Taillebourg (anguilles) et Caudrot (carnassiers)
Seudre	5	5	St André de Lidon (anguilles) et en amont de Saujon (carnassiers)
Lot	5	5	Clairac
Gave de Pau	5	2	Cauneilles
total	39	24	

Le détail du poids et de la taille des poissons, ainsi que le poids des échantillons prélevés est disponible en annexe 7. La faible importance du nombre de poissons par échantillon dans certains sites rend difficile la quantification des expositions.

V-1-2- Teneurs en éléments trace métalliques mesurées dans les poissons

Les seuils de détection des appareils de mesure utilisés par le laboratoire départemental d'analyses de la Drôme pour les éléments trace métalliques recherchés sont les suivants :

- cadmium : 0,01 mg/kg de poids frais ;
- mercure : 0,01 mg/kg de poids frais ;
- plomb : 0,02 mg/kg de poids frais.

Les moyennes par site des teneurs en cadmium, mercure et plomb mesurées dans le muscle des poissons prélevés sur les huit sites d'étude sont présentées dans le tableau 7. Les carnassiers ont constitué un échantillon global par site du fait de leur faible densité numérique dans les cours d'eau. Il n'est donc pas possible de présenter des résultats par espèce de carnassier. Le détail des teneurs mesurées sur chaque poisson est disponible en annexe 8.

Tableau 7. Teneurs en cadmium, mercure et plomb mesurées dans les poissons des huit sites (en mg/kg de poids frais)

Site de pêche	cadmium		mercure		plomb	
	anguilles	carnassiers	anguilles	carnassiers	anguilles	carnassiers
Charente	<0,01	<0,01	0,155	0,225	0,025	0,029
Lot	0,022	<0,01	0,142	0,044	0,078	0,018
Seudre	<0,01	<0,01	0,07	0,318	<0,02	0,02
Gave de Pau	<0,01	<0,01	0,066	0,16	<0,02	<0,02
Garonne	<0,01	<0,01	0,122	0,336	<0,02	0,014
Isle	<0,01	<0,01	0,066	0,314	0,082	0,114
Tarn	0,038	<0,01	0,13	0,175	0,096	0,01
Jalle de Blanquefort	<0,01	<0,01	0,118	0,225	0,03	0,029
Normes de comestibilité	0,1		1,0		0,5	

Les valeurs manquantes (*en italique dans le tableau 7*) des analyses de carnassiers pour certains sites (Charente et Jalle de Blanquefort) sont arbitrairement remplacées par la moyenne des valeurs mesurées pour les carnassiers sur les six autres sites. Ce choix a été privilégié du fait, d'une part des concentrations en toxique relativement peu élevées, d'autre part des faibles variations observées sur les analyses de carnassiers entre les sites.

Au vu de ces résultats, on constate qu'aucun dépassement des normes de comestibilité n'est observé dans les anguilles et les carnassiers des huit sites. Il faut cependant noter l'absence de mesures pour les carnassiers sur la Jalle de Blanquefort et la Charente, ainsi que le faible nombre de poissons prélevés sur certains sites (cf. tableau 5 : seulement 2 carnassiers prélevés sur le Tarn et le Gave de Pau). Dans l'ensemble, les concentrations en toxique les plus élevées – bien que toujours en dessous des normes de comestibilité – relevées dans les poissons sont essentiellement le fait du mercure et, dans une moindre mesure, du plomb.

D'autre part, il n'est pas possible d'établir une corrélation dans les sites d'étude entre les niveaux de contamination des anguilles et des carnassiers.

V-1-3- Teneurs en toxiques mesurés dans l'environnement par l'Agence de l'eau

Les concentrations de toxiques mesurées dans les poissons des huit sites peuvent être mises en parallèle avec les données collectées par l'Agence de l'eau en 2000, 2001 et 2002 dans l'eau, les sédiments et les bryophytes, pour chacun des sites. Le détail des données environnementales de l'Agence de l'eau est développé en annexe 9. Il convient de rappeler que les huit sites d'étude ont été sélectionnés sur la base des niveaux élevés de contamination en éléments trace métalliques qui ont été observés chez les anguilles lors des campagnes d'analyse initiales de l'Agence de l'eau. Cette observation avait représenté l'élément déclencheur de la présente étude.

La comparaison entre les indicateurs environnementaux de l'Agence de l'eau (sédiments, bryophytes) et les niveaux de contamination des poissons observés lors de la présente étude est à relativiser compte tenu des années différentes des campagnes de mesures. En effet, dans certains cas, les résultats observés pour les poissons sont moins bons que les indicateurs environnementaux (surtout pour le mercure), dans d'autres, ils sont de niveau comparable. Le Lot présente une contamination

marquée au cadmium pour les poissons ainsi que pour les indicateurs environnementaux, sédiments et bryophytes (ce qui était déjà connu [65]). Les pêcheurs du Lot pensant qu'il existe un risque sanitaire à consommer les poissons du cours d'eau sont d'ailleurs plus nombreux qu'ailleurs.

V-1-4- Comparaison entre les indicateurs environnementaux de l'Agence de l'eau et les niveaux de contamination des poissons

Le tableau 8 présente la comparaison des résultats des analyses en cadmium, mercure et plomb obtenus dans les poissons sans distinction d'espèce – puisqu'elles n'étaient pas identifiées lors des campagnes précédentes de l'Agence de l'eau de 1998 à 2000 [1-4] – avec les mesures réalisées dans le cadre de la présente étude. Il s'agit des concentrations moyennes "poissons totaux" pour l'étude Agence de l'eau (AE) et "anguilles + carnassiers" pour la présente étude (Cire).

Tableau 8. Moyennes des teneurs en cadmium, mercure et plomb mesurées dans les poissons dans l'étude (Cire) et par l'Agence de l'eau (AE) (en mg/kg de poids frais)

Site de pêche	cadmium		mercure		plomb	
	AE	Cire	AE	Cire	AE	Cire
Charente	0,013	<0,01	0,284	0,190	0,157	0,027
Lot	0,061	0,012	0,096	0,093	0,106	0,048
Seudre	0,007	<0,01	0,084	0,194	0,035	<0,02
Gave-de-Pau	0,090	<0,01	0,160	0,113	0,100	<0,02
Garonne	0,245	0,004	0,04	0,229	0,032	0,007
Isle	0,465	<0,01	0,585	0,190	0,145	0,098
Tarn	0,410	0,019	0,755	0,153	0,190	0,053
Jalle de Blanquefort	0,270	<0,01	0,530	0,172	0,235	0,030
Normes de comestibilité	0,1		1,0		0,5	

On pouvait s'attendre à observer des concentrations plus faibles pour les résultats de l'étude antérieure de l'Agence de l'eau, qui prenait en compte tous les poissons, prédateurs et non-prédateurs. Or, on constate que les teneurs en cadmium et en plomb de la présente étude sont systématiquement plus faibles que ce qui avait été obtenu auparavant. En revanche, les résultats relatifs au mercure sont plus disparates.

La comparaison des données de l'Agence de l'eau avec celles de l'étude actuelle est à considérer avec précaution. En effet, les sites de prélèvements ne sont pas toujours exactement similaires, notamment sur la Garonne, la Charente, l'Isle et le Lot. De plus, les espèces de poissons prélevés ne sont pas les mêmes : barbeaux, gardons, vandoises, brèmes, perches, poissons-chats, truites, carassins, carpes, anguilles, chevesnes et goujons pour l'Agence de l'eau, anguilles et carnassiers (brochet, sandre, Black-bass et perche) pour l'étude actuelle. Enfin, dans la présente étude les analyses ont été exclusivement effectuées sur la partie comestible, c'est à dire le muscle, alors qu'elles avaient précédemment été réalisées également sur le foie des poissons pour la Garonne, l'Isle, le Tarn et la Jalle de Blanquefort. Cela peut justifier les niveaux de concentrations plus importants observés.

V-2- Estimation des quantités de poissons consommées

Les quantités quotidiennes (Q_p) de poisson consommées par les pêcheurs du bassin Adour Garonne sont des moyennes calculées à partir de la fréquence de consommation des anguilles ($Q_{anguille}$) et des carnassiers ($Q_{carnassier}$) et des portions consommées, selon les formules (2), (3) et (4).

$$Q_{anguille} = \frac{\text{fréquence} \times \text{portion consommée}}{365} \quad (2)$$

$$Q_{carnassier} = \frac{\text{fréquence} \times \text{portion consommée}}{365} \quad (3)$$

$$Q_p = Q_{anguille} + Q_{carnassier} \quad (4)$$

Avec :

- ◆ Q_{anguille} = quantité d'anguille consommée en g/jour ;
- ◆ $Q_{\text{carnassier}}$ = quantité de carnassier consommé en g/jour ;
- ◆ fréquence = fréquence de consommation en nombre de fois par an ;
- ◆ portion = portion consommée en g.

Les fréquences de consommation ne concernent que les anguilles et les carnassiers pêchés par l'enquêté. Les poissons consommés peuvent avoir d'autres origines que la pêche en amateur (dons, achats...). On fait l'hypothèse dans ce dernier cas que toutes les anguilles et tous les carnassiers consommés ont la même origine et donc les mêmes niveaux de contamination que les poissons échantillonnés. De plus, les quantités moyennes quotidiennes de poissons de rivière consommées sont calculées en prenant en compte les distributions de fréquence de consommation et de portions consommées par les pêcheurs enquêtés selon deux scénarios portant respectivement sur :

- \supseteq les données individuelles de fréquence de consommation et de poids corporel recueillies lors de l'enquête et la portion moyenne estimée dans le sous-échantillon (6 % de l'effectif total) : **scénario n°1** ;
- $\not\subset$ ces mêmes données individuelles et le 95^{ème} percentile de la portion estimée dans le sous-échantillon : **scénario n°2**.

Les doses journalières d'exposition ont été calculées pour chaque élément trace métallique et pour chaque pêcheur consommateur selon ces deux scénarios.

Ainsi :

- Le premier cas de figure, consommateurs moyens, (scénario n°1) considère les données individuelles recueillies dans le cadre de l'enquête et la portion moyenne consommée dans le groupe 1 bis, c'est à dire **110 g** pour les carnassiers et **129 g** pour les anguilles. Les données locales sur les portions moyennes de poisson consommées sont ainsi prises en compte.
- Le second cas de figure, forts consommateurs, (scénario n°2), plus majorant, prend en compte les mêmes données individuelles obtenues chez les pêcheurs enquêtés (poids corporel, fréquence de consommation) avec la portion consommée par les forts consommateurs du bassin Adour Garonne. Celle-ci est calculée à partir du 95^{ème} percentile de la distribution dans le groupe 1 bis, soit **239 g** pour les anguilles et **212 g** pour les carnassiers.

La consommation en poisson de mer observée dans le groupe 1 bis est plus faible que celle de la population générale. On considère cependant que le niveau d'exposition aux éléments trace métalliques de la population d'étude induit par cette consommation est le même qu'en population générale, ce qui permet d'utiliser des données déjà existantes en population générale (INCA 1). L'estimation de l'exposition de la population d'étude s'en trouve de ce fait majorée.

Les quantités de poissons de rivière (anguilles et carnassiers) consommées en une année par la population enquêtée sont calculées en fonction des portions et des fréquences de consommation à partir de la formule (4) pour les deux scénarios.

La consommation quotidienne moyenne de poissons de rivière des pêcheurs du bassin Adour Garonne est plus élevée que celle de la population générale (cf paragraphe IV-2-5). Cette consommation ne comprend que les anguilles et les carnassiers. Par conséquent, la quantité totale de poissons de rivière consommée en moyenne par la population d'étude est probablement encore plus élevée (consommation de truites, de friture, etc. non prises en compte).

Les plus forts consommateurs de poissons de la population d'étude ont en revanche une consommation équivalente aux quantités ingérées par la tranche la plus consommatrice de la population générale (percentile 95), sans tenir compte de la consommation des autres poissons de rivière (cf paragraphe IV-2-5).

V-3- Estimation de la dose journalière d'exposition (DJE)

V-3-1- Formule de calcul

La dose journalière d'exposition (DJE_p) relative à la consommation des poissons de rivière du bassin Adour Garonne est calculée à partir des quantités moyennes estimées pour les deux scénarios et des concentrations moyennes de métaux dans la chair de poisson obtenues sur chaque site.

Au final, la DJE_p est calculée pour chaque pêcheur enquêté et pour chaque élément trace métallique selon la formule (5) :

$$DJE_p = \frac{Q_{\text{carnassier}} \times C_{\text{carnassier}} + Q_{\text{anguille}} \times C_{\text{anguille}}}{PC} \quad (5)$$

Avec :

- ◆ DJE_p : dose journalière d'exposition "poissons" en $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$;
- ◆ $Q_{\text{carnassier}}$: quantité de carnassiers consommée en g/jour ;
- ◆ $C_{\text{carnassier}}$: concentration moyenne en plomb, cadmium ou mercure mesurée dans les carnassiers en $\mu\text{g}/\text{g}$ de poids frais ;
- ◆ Q_{anguille} : quantité d'anguilles consommée en g/jour ;
- ◆ C_{anguille} : concentration moyenne en plomb, cadmium ou mercure mesurée dans les anguilles en $\mu\text{g}/\text{g}$ de poids frais ;
- ◆ PC : poids corporel de l'individu en kg.

A cette DJE_p doit être ajoutée la dose journalière apportée par l'alimentation générale (DJE_{al}), en posant comme postulat que les pêcheurs sont exposés au cadmium, mercure et plomb via la source alimentaire de la même façon que la population générale, malgré une consommation moindre en poissons de mer. La consommation de poissons de rivière pêchés est, dans cette hypothèse, considérée comme une surexposition.

Pour le cas particulier du cadmium, le facteur tabagique dans sa durée et son intensité doit être pris en compte. En effet, s'il n'y a pas de différence significative entre la proportion de fumeurs dans les groupes 1 bis et 2 bis (ayant fait l'objet du complément d'enquête) et la population générale, le nombre quotidien de cigarettes fumées est, quant à lui, significativement supérieur (19,8 vs 13,7). Si l'on considère une surexposition au tabac dans la population d'étude, il convient de tenir compte d'une dose journalière d'exposition tabagique (DJE_{tabac}) qui est égale à l'absorption supplémentaire de cadmium par cette voie. Cette absorption supplémentaire étant estimée entre 1 et 2 $\mu\text{g}/\text{jour}$ (10), on calcule la DJE_{tabac} en divisant par le poids moyen des fumeurs, soit 77 kg (identique au poids moyen des pêcheurs enquêtés), la valeur de 1 $\mu\text{g}/\text{jour}$, préférentiellement à celle de 2 $\mu\text{g}/\text{jour}$. On tient ainsi compte du fait que les pêcheurs fument plus de cigarettes mais ne sont pas plus nombreux que dans la population générale. La DJE_{tabac} est égale dans ces conditions à 0,0130 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$.

V-3-2- Apports journaliers moyens en toxiques

Les apports journaliers moyens (AJM) et les doses journalières d'exposition (DJE_{al}) apportés par l'alimentation générale pour les toxiques étudiés – cadmium, mercure total et méthylmercure, plomb – sont présentés dans le tableau 9 [66;32;9].

Peu d'études sont disponibles sur l'apport journalier moyen en méthylmercure. Il paraît malgré tout important d'étudier ce composé, parallèlement au mercure total qui est l'élément effectivement mesuré dans le muscle des poissons, du fait de son caractère plus toxique. Les données convergent pour indiquer que les produits de la pêche composent la majeure partie de l'apport en méthylmercure. En se fondant sur les données les plus récentes [34], il a été choisi d'estimer l'AJM en méthylmercure dans l'alimentation générale en considérant :

- la contribution des produits de la mer (poissons de mer et de rivière, crevettes, huîtres, moules et autres coquillages), dans l'AJM en mercure total, égale à 44,8 % chez les enfants de 3 à 8 ans et à 47,8 % chez les adultes de plus de 15 ans ;
- que 84 % du mercure total se trouve sous forme méthylée dans l'ensemble des produits de la pêche.

Le méthylmercure représente 84 % du mercure total uniquement dans les poissons [34]. Le même pourcentage a cependant été appliqué aux autres produits de la mer (crevettes, moules, huîtres,

autres coquillages) dans la mesure où plus de 90 % (95 % chez les adultes, 93 % chez les enfants) de la consommation de l'ensemble des produits de la mer est composée de poissons [34].

L'AJM en méthylmercure est ainsi calculée en appliquant le coefficient de 0,84 à l'AJM du mercure total au prorata de la contribution des produits de la mer chez les adultes (47,8 %) et les enfants (44,8 %).

Les DJE sont calculées en divisant les AJM par le poids moyen de la population étudiée. La DJE_{tabac} pour le cadmium est rappelée dans le tableau 9.

Tableau 9. Apports journaliers moyens (en µg/jour) et doses journalières d'exposition alimentaire (en µg/kg/jour) au cadmium, mercure total et méthylmercure, et plomb

	cadmium	mercure total	méthylmercure	plomb
AJM enfant 3 à 8 ans	7,6	10,42	3,92	52
DJE _{al} enfant (20 kg)	0,38	0,52	0,20	2,60
AJM adultes (> 15 ans)	12,20	14,70	5,90	52
DJE _{al} adulte (77kg)	0,16	0,19	0,08	0,68
DJE _{tabac} ⁻	0,0130	---	---	---

La dose journalière d'exposition totale pour chacun des toxiques (DJE_{totale}) peut ainsi être calculée selon la formule (6).

$$DJE_{totale} = DJE_p + DJE_{al} \quad (6)$$

Avec :

- ◆ DJE_{totale} = dose journalière d'exposition totale en µg/kg/jour ;
- ◆ DJE_p = dose journalière d'exposition apportée par la consommation de poisson en µg/kg/jour ;
- ◆ DJE_{al} = dose journalière d'exposition apportée par l'alimentation générale en µg/kg/jour.

Pour les fumeurs, la DJE_{totale} au cadmium est égale au résultat fourni par la formule (6) auquel on ajoute la DJE_{tabac} (0,0130 µg/kg/jour). La dose journalière d'exposition au méthylmercure peut être estimée à partir de la DJE_p du mercure total, en considérant que 84 % du mercure se trouve sous forme méthylée dans les poissons [Afssa, InVS, 2003].

V-3-3- Résultats par élément trace métallique

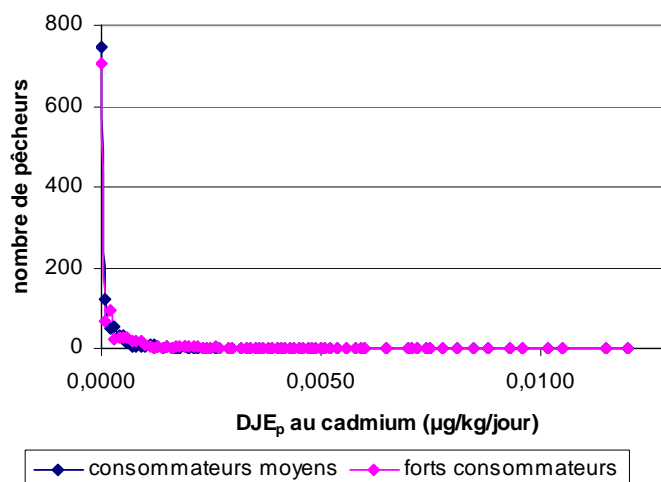
Les distributions des DJE_p via la consommation d'anguilles et de carnassiers pour l'ensemble des sites et pour chacun des trois éléments trace métalliques sont présentées figures 8, 9 et 10. Les distributions correspondant aux deux scénarios (consommateurs moyens et forts consommateurs) ont été reportées et se recouvrent : l'allure globale des courbes est très similaire. Les moyennes des DJE via la consommation de poissons de rivière (DJE_p) et totales (DJE_{totale}) sont exposées dans les tableaux 10 (cadmium non-fumeurs et fumeurs), 11 (mercure et méthylmercure) et 12 (plomb) pour l'ensemble des pêcheurs de chaque site. Les données sont détaillées par site à titre indicatif. Rappelons cependant qu'en raison de la répartition des enquêtes et du faible effectif d'enquêtés par site, il est préférable d'interpréter les résultats sur l'ensemble des huit sites d'étude (cf. chapitre III-3-2).

La dose journalière d'exposition par voie alimentaire (DJE_{al}) d'un adulte pour chacun des trois toxiques, pour mémoire, est égale à (cf. tableau 9) :

- cadmium : DJE_{al} = 0,16 µg/kg/jour ;
- mercure : DJE_{al} = 0,19 µg/kg/jour ;
- méthylmercure : DJE_{al} = 0,08 µg/kg/jour ;
- plomb : DJE_{al} = 0,68 µg/kg/jour.

a) Exposition au cadmium

Figure 8. Distribution des DJE_p au cadmium calculées pour l'ensemble des sites



Les DJE_p au cadmium via la consommation d'anguilles et de carnassiers sur l'ensemble des sites sont extrêmement faibles, puisqu'elles sont en majorité inférieures à 0,0001 µg/j/kg, (médianes voisines de zéro pour les deux scénarios) avec un maximum de 0,0070 µg/j/kg pour le 1^{er} scénario, de 0,0120 µg/kg/jour pour le scénario n°2.

Tableau 10. Moyennes des DJE (et part de la DJE_p dans la DJE_{totale}) au cadmium sur les huit sites d'étude (en µg/kg/jour) pour les non-fumeurs et les fumeurs

site	statut tabagique	scénario 1		scénario 2	
		DJE _p ⁽¹⁾	DJE _{totale} ⁽²⁾	DJE _p ⁽¹⁾	DJE _{totale} ⁽²⁾
Charente	non-fumeur	0,0000 (0 %)	0,1600	0,0000 (0 %)	0,1600
	fumeur	0,0000 (0 %)	0,1730	0,0000 (0 %)	0,1730
Lot	non-fumeur	0,0005 (0,3 %)	0,1605	0,0008 (0,5 %)	0,1608
	fumeur	0,0005 (0,3 %)	0,1723	0,0008 (0,5 %)	0,1738
Seudre	non-fumeur	0,0000 (0 %)	0,1600	0,0001 (0,1 %)	0,1601
	fumeur	0,0000 (0 %)	0,1730	0,0001 (0,1 %)	0,1731
Gave de Pau	non-fumeur	0,0000 (0 %)	0,1600	0,0000 (0 %)	0,1600
	fumeur	0,0000 (0 %)	0,1730	0,0000 (0 %)	0,1730
Garonne	non-fumeur	0,0003 (0,2 %)	0,1603	0,0005 (0,3 %)	0,1605
	fumeur	0,0003 (0,2 %)	0,1733	0,0005 (0,3 %)	0,1735
Isle	non-fumeur	0,0000 (0 %)	0,1600	0,0000 (0 %)	0,1600
	fumeur	0,0000 (0 %)	0,1730	0,0000 (0 %)	0,1730
Tarn	non-fumeur	0,0004 (0,2 %)	0,1604	0,0007 (0,4 %)	0,1607
	fumeur	0,0004 (0,2 %)	0,1734	0,0007 (0,4 %)	0,1737
Jalle de Blanquefort	non-fumeur	0,0000 (0 %)	0,1600	0,0000 (0 %)	0,1600
	fumeur	0,0000 (0 %)	0,1730	0,0000 (0 %)	0,1730
Total huit sites	non-fumeur	0,0002 (0,1 %)	0,1602	0,0003 (0,2 %)	0,1603
	fumeur	0,0002 (0,1 %)	0,1732	0,0003 (0,2 %)	0,1733

scénario 1 : données moyennes de consommation dans la population d'étude.

scénario 2 : données extrêmes de consommation dans la population d'étude (percentile 95).

⁽¹⁾ DJE_p : dose journalière d'exposition au mercure apportée par la consommation de poissons de rivière.

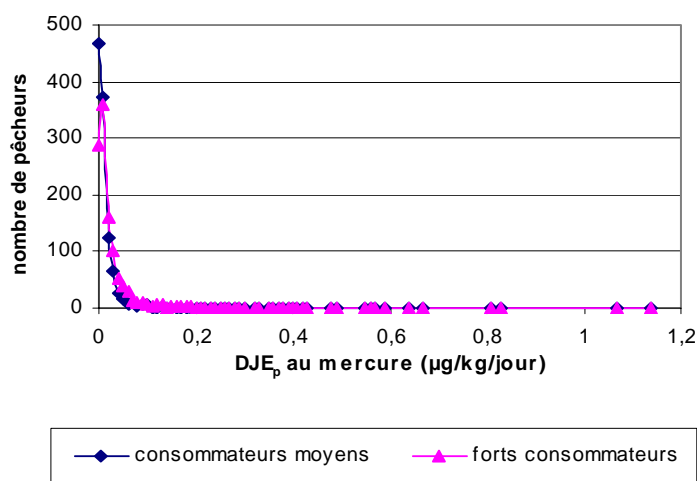
⁽²⁾ DJE_{totale} : dose journalière d'exposition au mercure apportée par l'alimentation générale et la consommation de poissons de rivière.

La dose journalière moyenne d'exposition au cadmium apportée par la consommation de poissons de rivière sur chacun des huit sites est négligeable devant celle apportée par l'alimentation générale. Elle participe pour moins de 0,5 % à l'apport total alimentaire en cadmium et ce, quel que soit le scénario d'exposition considéré. Le Tarn et le Lot semblent légèrement plus exposés au cadmium que les autres sites. Il faut noter que, d'après les résultats concernant le tabagisme observés dans les

groupes 1 bis et 2 bis, généralisables à toute la population d'étude, les pêcheurs apparaissent comme un groupe plus exposé au cadmium via la consommation de tabac.

b) Exposition au mercure

Figure 9. Distribution des DJE_p au mercure total calculées pour l'ensemble des sites



La distribution des DJE_p au mercure via la consommation d'anguilles et de carnassiers sur l'ensemble des sites indique des valeurs majoritairement inférieures à 0,1 µg/j/kg, avec des médianes respectivement égales pour les deux scénarios à 0,0063 et 0,0117 µg/kg/jour. Les moyennes pour les deux scénarios sont respectivement de 0,0146 et 0,0274 µg/kg/jour. Les maximums sont égaux à 0,5948 µg/kg/jour pour le 1^{er} scénario et 1,1422 µg/kg/jour pour le second.

Tableau 11. Moyennes des DJE (et part de la DJE_p dans la DJE_{totale}) au mercure total (HgT) et au méthylmercure (MeHg) sur les huit sites d'étude (en µg/kg/jour)

site		scénario 1		scénario 2	
		DJE_p ⁽¹⁾	DJE_{totale} ⁽²⁾	DJE_p ⁽¹⁾	DJE_{totale} ⁽²⁾
Charente	mercure total	0,0116 (5,7 %)	0,2016	0,0217 (10,3 %)	0,2117
	méthylmercure	0,0097 (10,8 %)	0,0897	0,0182 (18,5 %)	0,0982
Lot	mercure total	0,0041 (2,1 %)	0,1941	0,0074 (3,7 %)	0,1974
	méthylmercure	0,0034 (4,1 %)	0,0834	0,0062 (7,2 %)	0,0862
Seudre	mercure total	0,0080 (4,0 %)	0,1980	0,0150 (7,3 %)	0,2050
	méthylmercure	0,0067 (7,7 %)	0,0867	0,0126 (13,6 %)	0,0926
Gave de Pau	mercure total	0,0077 (3,7 %)	0,1977	0,0144 (7,0 %)	0,2044
	méthylmercure	0,0065 (7,5 %)	0,0865	0,0121 (13,1 %)	0,0921
Garonne	mercure total	0,0171 (8,3 %)	0,2071	0,0319 (14,4 %)	0,2219
	méthylmercure	0,0144 (15,3 %)	0,0944	0,0268 (25,1 %)	0,1068
Isle	mercure total	0,0314 (9,7 %)	0,2214	0,0599 (24,0 %)	0,2499
	méthylmercure	0,0264 (24,8 %)	0,1064	0,0503 (38,6 %)	0,1303
Tarn	mercure total	0,0074 (3,7 %)	0,1974	0,0140 (6,9 %)	0,2040
	méthylmercure	0,0062 (7,2 %)	0,0862	0,0118 (12,9 %)	0,0918
Jalle de Blanquefort	mercure total	0,0012 (0,6 %)	0,1912	0,0023 (1,2 %)	0,1923
	méthylmercure	0,0010 (1,2 %)	0,0810	0,0019 (2,3 %)	0,0819
Total huit sites	mercure total	0,0146 (7,1 %)	0,2046	0,0274 (12,6 %)	0,2174
	méthylmercure	0,0123 (13,3 %)	0,0923	0,0230 (22,3 %)	0,1030

scénario 1 : données moyennes de consommation dans la population d'étude.

scénario 2 : données extrêmes de consommation dans la population d'étude (percentile 95).

⁽¹⁾ DJE_p : dose journalière d'exposition au mercure apportée par la consommation de poissons de rivière.

⁽²⁾ DJE_{totale} : dose journalière d'exposition au mercure apportée par l'alimentation générale et la consommation de poissons de rivière.

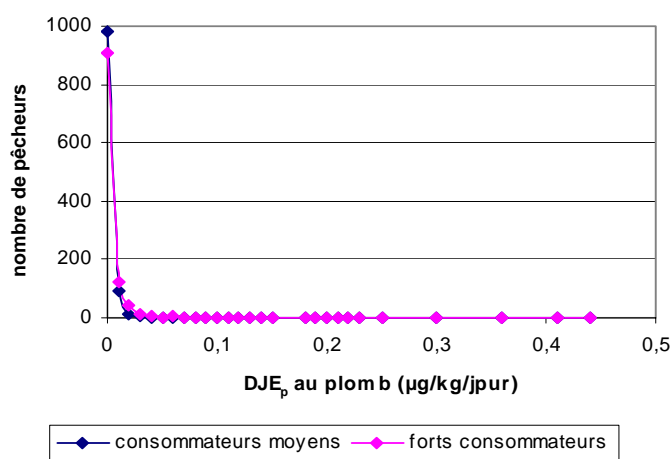
Les doses journalières moyennes d'exposition au mercure total via la consommation de poisson de rivière sont comparativement plus élevées que pour le cadmium. Toutefois, l'ensemble des DJE

apportées par la consommation de poissons de rivière reste en général faible comparées aux DJE apportées par l'alimentation générale (entre moins de 1 % et 24 % de l'apport alimentaire total en mercure). Les résultats pour la Garonne et l'Isle sont plus élevés que pour les autres sites. Sur l'Isle, la moyenne de la DJE_p est 2 à 10 fois supérieure à celle observée sur les autres cours d'eau (hormis la Garonne). La part d'exposition au mercure total via la consommation de poisson peut s'élever tout de même à hauteur de 24% de la DJE alimentaire (2^{ème} scénario). Pour 1 à 2 % des individus interrogés sur l'Isle, la DJE_{totale} selon les scénarios est de plus supérieure à la dose journalière tolérable admise par l'OMS pour le mercure total (0,71 µg/kg/jour).

L'apport par les poissons du bassin Adour Garonne dans l'exposition alimentaire au méthylmercure varie entre 1 % et 39 % selon les scénarios et les sites. Les niveaux les plus élevés sont observés pour les pêcheurs de la Garonne (15 % à 25 % de la DJE_{al}) et, surtout, de l'Isle (25 % à 39 % de la DJE_{al}). Certains d'entre eux (2 à 4 % des pêcheurs enquêtés) ont une DJE_{totale} supérieure à la DJT du méthylmercure (0,23 µg/kg/jour).

c) Exposition au plomb

Figure 10 : distribution des DJE_p au plomb calculées pour l'ensemble des sites



Les DJE_p au plomb via la consommation d'anguilles et de carnassiers sur l'ensemble des sites sont, comme le cadmium et le mercure, très faibles, puisque qu'elles sont en majorité inférieures à 0,01 µg/kg/jour. Les médianes des distributions (en µg/kg/jour) sont respectivement égales à 0,0005 pour le 1^{er} scénario et 0,0009 pour le second. Les maximums sont de 0,2295 µg/kg/jour (moyenne = 0,0030 µg/j/kg, 95^{ème} percentile = 0,0112 µg/kg/jour) pour le scénario n°1 et 0,4379 µg/kg/jour (moyenne = 0,0056 µg/kg/jour, 95^{ème} percentile = 0,0207µg/kg/jour) pour le second scénario.

Tableau 12 . Moyennes des DJE (et part de la DJE_p dans la DJE_{totale}) au plomb sur les huit sites d'étude (en µg/kg/jour)

site	scénario 1		scénario 2	
	DJE _p ⁽¹⁾	DJE _{totale} ⁽²⁾	DJE _p ⁽¹⁾	DJE _{totale} ⁽²⁾
Charente	0,0019 (0,3 %)	0,6819	0,0035 (0,5 %)	0,6835
Lot	0,0019 (0,3 %)	0,6819	0,0034 (0,5 %)	0,6834
Seudre	0,0004 (0,1 %)	0,6804	0,0007 (0,1 %)	0,6807
Gave de Pau	0,0000 (0 %)	0,6800	0,0000 (0 %)	0,6800
Garonne	0,0010 (0,1 %)	0,6810	0,0019 (0,3 %)	0,6819
Isle	0,0131 (1,9 %)	0,6931	0,0247 (3,5 %)	0,7047
Tarn	0,0012 (0,2 %)	0,6812	0,0022 (0,3 %)	0,6822
Jalle de Blanquefort	0,0012 (0,2 %)	0,6812	0,0023 (0,3 %)	0,6823
Total huit sites	0,0030 (0,4 %)	0,6830	0,0056 (0,8 %)	0,6856

scénario 1 : données moyennes de consommation dans la population d'étude.

scénario 2 : données extrêmes de consommation dans la population d'étude (percentile 95).

⁽¹⁾ DJE_p : dose journalière d'exposition au mercure apportée par la consommation de poissons de rivière.

⁽²⁾ DJE_{totale} : dose journalière d'exposition au mercure apportée par l'alimentation générale et la consommation de poissons de rivière.

Si les pêcheurs de l'Isle apparaissent, une nouvelle fois, plus exposés que les autres, l'apport de plomb par la consommation d'anguilles et de carnassiers est négligeable pour l'ensemble des sites. Comme pour le cadmium et, dans une moindre mesure, pour le mercure, la dose journalière d'exposition via la consommation de poissons de rivière apparaît faible en comparaison avec celle apportée par l'alimentation générale (3,5 % au maximum pour le second scénario).

d) Récapitulatif des résultats de DJE par éléments trace métalliques

Les variations de DJE_p et DJE_{totale} moyennes obtenues sur l'ensemble des sites pour le cadmium, le mercure total, le méthylmercure et le plomb sont résumées dans le tableau 13, selon les deux scénarios envisagés – consommateurs moyens (DJE1) et forts consommateurs en Adour Garonne (DJE2). Elles sont comparées aux DJE de la population générale (DJE_{al}). Pour le cadmium, deux DJE_{totale} sont indiquées, la première pour les non-fumeurs, la seconde pour les fumeurs.

Tableau 13. Récapitulatif des moyennes des DJE_{totale} pour l'ensemble des sites d'étude (en $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$)- Comparaison avec les DJE_{al}

	scénario 1 ⁽¹⁾	scénario 2 ⁽²⁾	DJE_{al}
	$DJE1_{totale}$	$DJE2_{totale}$	
cadmium : fumeurs	0,1602	0,1603	0,16
cadmium : non-fumeurs	0,1732	0,1733	0,16
mercure total	0,2046	0,2174	0,19
méthylmercure	0,0923	0,1030	0,08
plomb	0,6830	0,6856	0,68

⁽¹⁾ scénario 1 : données moyennes de consommation dans la population d'étude.

⁽²⁾ scénario 2 : données extrêmes de consommation dans la population d'étude (percentile 95).

Il apparaît ici clairement que la consommation des poissons du bassin Adour Garonne participe pour une très faible part à la dose journalière d'exposition au cadmium et au plomb, y compris pour les consommateurs les plus forts. Les résultats sont assez comparables pour le cadmium (non-fumeurs et fumeurs) et le plomb selon les deux scénarios d'exposition et en comparaison avec la population générale (DJE_{al}). La consommation de poisson du bassin Adour Garonne ne contribue que pour une faible part (moins de 1 %) à la dose journalière d'exposition alimentaire pour ces deux toxiques, quel que soit le scénario d'exposition. Pour ce qui concerne le mercure total et le méthylmercure, les pêcheurs enquêtés affichent, selon le scénario d'exposition, une dose journalière d'exposition incluant pour 7 à 13 % (mercure total) et 13 à 22 % (méthylmercure) la seule consommation du poisson pêché dans le bassin Adour Garonne. Le statut tabagique, bien qu'étant plus important chez les pêcheurs enquêtés qu'en population générale, n'induit pas une surexposition au cadmium excessive, les DJE_{totale} des fumeurs étant proches chez les individus fumeurs et non fumeurs.

V-3-4- Exposition des enfants

En population générale, l'enquête INCA 1 [64;32;9] fournit les valeurs moyenne et extrême (95^{ème} percentile) de la consommation de poissons de rivière chez les enfants de 3 à 8 ans. Ces consommations sont les suivantes :

- consommation moyenne = 0,35 g/jour/personne ;
- consommation extrême (95^{ème} percentile) = 25,71 g/jour/personne.

La population d'étude a été limitée, pour des raisons pratiques, à des individus adultes. Toutefois les enfants constituant, du fait de leur faible poids, une population sensible à l'exposition aux éléments trace métalliques, il est apparu intéressant de calculer les DJE au cadmium, mercure total, méthylmercure et plomb pour les enfants consommateurs de poissons de rivière du bassin Adour Garonne, en considérant trois scénarios d'exposition, le statut tabagique étant ici hors de propos :

- \supseteq une consommation correspondant aux quantités moyennes ingérées par les enfants en population générale, soit 0,35 g/jour (scénario n°1) ;
- $\not\subset$ une consommation majorante correspondant aux quantités moyennes ingérées par la population d'étude (adultes), soit 4 g/jour (scénario n°2) ;
- \subset une consommation extrême correspondant aux quantités ingérées par 5 % des enfants en population générale, soit 25,71 g/jour (scénario n°3).

Dans le deuxième cas de figure, on considère que les portions consommées et les fréquences de consommation des poissons des enfants sont similaires à celles observées en moyenne dans la population adulte interrogée. Le poids moyen de la population d'étude étant de 77 kg, les DJE pour les enfants sont calculées selon la formule (7), en considérant un poids moyen de 20 kg pour un enfant de 5-6 ans. Ce scénario est majorant pour les enfants du fait des portions ingérées par repas considérées comme identiques à celle d'un adulte. Il reste toutefois réaliste au regard des quantités ingérées par 5% de la distribution des enfants en population générale.

$$DJE_{\text{enfant}} = \frac{DJE_{\text{adulte}} \times 77}{20} \quad (7)$$

Avec :

- ◆ DJE_{enfant} = dose journalière d'exposition chez l'enfant en $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$;
- ◆ DJE_{adulte} = dose journalière d'exposition de l'adulte en $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$.

Le tableau 14 présente la moyenne des DJE_{enfant} (DJE_p et DJE_{totale}) calculées pour les enfants à partir des résultats obtenus chez les adultes sur l'ensemble des huit sites pour le cadmium, mercure total, méthylmercure et plomb et selon les trois scénarios d'exposition. De la même façon que pour les adultes, on estime la DJE_{totale} du méthylmercure en considérant que 84 % du mercure dans les poissons se trouve sous cette forme méthylée.

Tableau 14 : Moyennes des DJE_p et DJE_{totale} sur l'ensemble des huit sites pour le cadmium, mercure, méthylmercure et plomb, pour les enfants (en $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$)

	scénario 1 ⁽¹⁾		scénario 2 ⁽²⁾		scénario 3 ⁽³⁾		DJE_{al}
	DJE_p	$DJE1_{\text{totale}}$	DJE_p	$DJE2_{\text{totale}}$	DJE_p	$DJE3_{\text{totale}}$	
cadmium	0,0001 (0,03 %)	0,3801	0,0006 (0,2 %)	0,3806	0,0041 (1,1 %)	0,3841	0,38
mercure total	0,0049 (0,9 %)	0,5249	0,0562 (9,8 %)	0,5762	0,3613 (41,0 %)	0,8813	0,52
méthylmercure	0,0041 (2,0 %)	0,2041	0,0472 (19,1 %)	0,2472	0,3035 (60,3 %)	0,5035	0,20
plomb	0,0010 (0,04 %)	2,6010	0,0116 (0,4 %)	2,6116	0,0748 (2,8 %)	2,6748	2,60

⁽¹⁾ scénario 1 : données moyennes de consommation des enfants en population générale ;

⁽²⁾ scénario 2 : données moyennes de consommation des adultes dans la population d'étude ;

⁽³⁾ scénario 3 : données extrêmes de consommation des enfants en population générale (percentile 95) ;

DJE_p : dose journalière d'exposition au mercure apportée par la consommation de poissons de rivière ;

DJE_{totale} : dose journalière d'exposition au mercure apportée par l'alimentation générale et la consommation de poissons de rivière.

Comme pour les adultes, les doses journalières d'exposition au cadmium et plomb liées à la consommation de poisson du bassin Adour Garonne restent faibles en comparaison de celles apportées par l'alimentation générale. Elles représentent moins de 1% de l'apport total alimentaire en cadmium, quel que soit le scénario d'exposition et varie selon les scénarios d'exposition, de moins de 1 % à 3 % pour le plomb. Pour le mercure total, les DJE oscillent, selon les scénarios, entre 1 % et 41 % de l'exposition alimentaire. De même, les DJE relatives au méthylmercure sont particulièrement élevées puisqu'elles varient de 2 % à 60 % de l'exposition alimentaire selon le scénario d'exposition. Néanmoins, les scénarios d'exposition n°2 et surtout n°3 sont majorants puisque, d'après les données recueillies auprès des pêcheurs, peu d'enfants consomment le poisson pêché par l'enquête et les portions consommées sont très probablement inférieures à celles d'un adulte. De plus, le scénario 3 considère la seule consommation des anguilles et carnassiers, en prenant malgré tout en compte les quantités extrêmes de poissons consommées (toutes espèces confondues) par 5 % des enfants en France.

V-3-5- Synthèse

Les doses d'exposition au cadmium, mercure total, méthylmercure et plomb via la consommation de poissons de rivière apparaissent faibles à l'exception des pêcheurs de l'Isle : 1 % à 2 % de la distribution dépasse la dose journalière tolérable pour le mercure total et 2 % à 4 % celle du méthylmercure. Ces conclusions peuvent être reprises pour les enfants à un niveau encore plus

élevé : si les doses d'exposition au cadmium et au plomb semblent peu élevées, les plus forts consommateurs parmi cette catégorie de la population peuvent apparaître comme surexposés au mercure total et au méthylmercure du fait de la consommation de poissons de rivière du bassin Adour Garonne.

Cependant, des incertitudes ont pu intervenir dans la détermination de ces DJE :

- sur l'estimation de la quantité consommée, car les réponses des pêcheurs concernant les fréquences et les portions de poissons consommés étaient parfois imprécises ;
- sur la contamination des poissons car le nombre de poissons sur lesquels ont été réalisées les mesures en cadmium, mercure total et plomb était souvent faible, notamment pour le Tarn et le Gave de Pau. De plus, les mesures de toxiques dans les carnassiers pour la Charente et la Jalle résultent d'un calcul à partir de valeurs obtenues sur les autres cours d'eau.

L'imprécision des données recueillies sur les fréquences de consommation n'a vraisemblablement que peu d'influence sur la valeur finale de la DJE, du fait des valeurs globalement faibles de celles-ci. De plus, la cohérence des résultats d'analyse de toxiques obtenus entre les anguilles et les carnassiers sur un même site, ainsi que les faibles variations observées entre les sites, semblent indiquer que les concentrations de toxiques mesurées dans les poissons prises en compte dans le calcul des DJE sont assez pertinentes.

Chapitre VI - Caractérisation du risque

VI-1- Calcul des quotients de danger

Les dangers des toxiques considérés ont été décrits au chapitre II-2. Ils sont résumés au paragraphe II-2-4. Le quotient de danger est défini par le rapport entre la DJE observée en moyenne et la DJT correspondante, selon la formule (8) :

$$QD = \frac{DJE_{totale}}{DJT} \quad (8)$$

Avec :

- ◆ QD = quotient de danger ;
- ◆ DJE_{totale} = dose journalière d'exposition totale en $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$;
- ◆ DJT = dose journalière tolérable en $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$:
 - cadmium : $DJT = 1 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$,
 - mercure total : $DJT = 0,71 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$,
 - méthylmercure : $DJT = 0,23 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$,
 - plomb : $DJT = 3,5 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$.

Le tableau 15 présente, en fonction des scénarios d'exposition, adultes et enfants, les différents quotients de dangers, calculés site par site à partir des DJE_{totale} moyennes estimées au cours de l'étape précédente (tableaux 11, 12, 13) chez les non-fumeurs. La dose journalière d'exposition liée aux consommations alimentaires en population générale (DJE_{al}) est indiquée dans le tableau 16 pour les quatre toxiques. Si le quotient de danger est supérieur à 1, la survenue d'effets indésirables liés aux toxiques est potentiellement possible. Dans le cas contraire, le risque peut être considéré comme théoriquement inexistant.

Il faut noter que les scénarios d'exposition étant différents chez les adultes et les enfants, les notations des quotients de dangers ($QD1$, $QD2$, $QD3$) sont à rapporter aux scénarios respectifs de ces deux catégories de population (cf. chapitres V-2 pour les adultes et V-3-3 pour les enfants).

Tableau 15. Quotients de dangers moyens calculés pour chaque site et chaque scénario d'exposition ($QD1$, $QD2$, $QD3$) chez les non-fumeurs

	cadmium <i>DJT = 1 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$</i>			plomb <i>DJT = 3,5 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$</i>			mercure total <i>DJT = 0,71 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$</i>			méthylmercure <i>DJT = 0,23 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$</i>		
	<i>QD1</i>	<i>QD2</i>	<i>QD3</i>	<i>QD1</i>	<i>QD2</i>	<i>QD3</i>	<i>QD1</i>	<i>QD2</i>	<i>QD3</i>	<i>QD1</i>	<i>QD2</i>	<i>QD3</i>
adultes	<i>DJE_{al} = 0,16</i>			<i>DJE_{al} = 0,68</i>			<i>DJE_{al} = 0,19</i>			<i>DJE_{al} = 0,08</i>		
Charente	0,16	0,16	--	0,19	0,20		0,28	0,30	--	0,39	0,43	--
Lot	0,16	0,16	--	0,19	0,20		0,27	0,28	--	0,36	0,37	--
Seudre	0,16	0,16	--	0,19	0,19		0,28	0,29	--	0,38	0,40	--
Gave de Pau	0,16	0,16	--	0,19	0,19		0,28	0,29	--	0,38	0,40	--
Garonne	0,16	0,16	--	0,19	0,19		0,29	0,31	--	0,41	0,46	--
Isle	0,16	0,16	--	0,20	0,20		0,31	0,35	--	0,46	0,57	--
Tarn	0,16	0,16	--	0,19	0,19		0,28	0,29	--	0,37	0,40	--
Jalle de Blanquefort	0,16	0,16	--	0,19	0,19		0,27	0,27	--	0,35	0,36	--
moyenne huit sites	0,16	0,16	--	0,20	0,20		0,29	0,31	--	0,40	0,45	--
enfants	<i>DJE_{al} = 0,38</i>			<i>DJE_{al} = 2,60</i>			<i>DJE_{al} = 0,52</i>			<i>DJE_{al} = 0,20</i>		
moyenne huit sites	0,38	0,38	0,38	0,74	0,75	0,76	0,74	0,81	1,24	0,89	1,07	2,19

$QD1$: - adultes : données moyennes de consommation dans la population d'étude ;

- enfants : données moyennes de consommation en population générale ;

$QD2$: - adultes : données extrêmes de consommation dans la population d'étude ;

- enfants : données moyennes de consommation adulte dans la population d'étude ;

$QD3$: - enfants : données extrêmes de consommation des enfants en population générale.

Cadmium et plomb

Compte tenu des faibles valeurs de doses journalières d'exposition au cadmium et plomb obtenues sur les huit sites via la consommation de poissons de rivière, les quotients de danger sont dans tous les cas (y compris pour les valeurs maximales des DJE observées) très largement inférieurs à 1 **pour les adultes**. Les valeurs sont très homogènes d'un site à l'autre, quel que soit le scénario d'exposition et peu éloignées de celles de la population générale. **Chez les enfants**, les quotients de danger présentent des niveaux supérieurs à ceux des adultes pour le cadmium et le plomb, tout en restant en deçà de la valeur 1.

Chez les adultes fumeurs, le quotient de danger calculé pour le cadmium est également très stable, et systématiquement égal à 0,17, quel que soit le site et le scénario d'exposition. Cette valeur est légèrement plus élevée que celle observée pour les expositions purement alimentaires en population générale ($DJE_{al} = 0,16$) puisque l'on prend en compte une surexposition de celle-ci au cadmium, le statut tabagique étant supérieur dans la population d'étude.

Mercuré total et méthylmercure

En ce qui concerne le mercure total et le méthylmercure, le quotient de danger est inférieur à 1 **chez les adultes** pour tous les sites, avec des niveaux toutefois plus importants pour la Garonne et, surtout, l'Isle. Selon le scénario d'exposition, de 1 à 2 % de la distribution des pêcheurs étudiés sur l'Isle présente un quotient de danger supérieur à 1 pour le mercure total et 2 à 4 % pour le méthylmercure. Les concentrations de mercure total dans les poissons, les sédiments et les bryophytes de l'Isle ne laissent pourtant pas présager un tel excès de risque.

Pour ce qui concerne le mercure total et le méthylmercure, les quotients de danger **chez les enfants** sont supérieurs à 1 pour deux des trois scénarios relatif au méthylmercure, associés aux plus fortes consommations (QD égaux à 1,07 et 2,19) ainsi que pour le scénario « très forts consommateurs » (scénario n°3) pour le mercure total (QD=1,24).

Au final, les quotients de danger des pêcheurs enquêtés (adultes et enfants), que leur consommation soit moyenne ou forte, sont faibles pour le cadmium et le plomb et restent inférieurs à la valeur 1. L'ensemble de la population d'étude, c'est à dire les pêcheurs amateurs à la ligne du bassin Adour Garonne, semble donc hors de danger en ce qui concerne l'exposition à ces toxiques, au vu des résultats de cette étude. Pour certains pêcheurs de l'Isle, les quotients de dangers sont cependant supérieurs à 1 pour le méthylmercure (2 à 4 % de la distribution) et pour le mercure total (1 à 2 % de la distribution). Les quotients de danger calculés pour le méthylmercure sont supérieurs à 1 chez les enfants les plus forts consommateurs de poissons. Le quotient de danger est également supérieur à 1 pour le mercure total chez les enfants très forts consommateurs. Un risque sanitaire est donc mis en évidence pour le mercure total et le méthylmercure chez une fraction des pêcheurs de l'Isle forts consommateurs de poisson et chez les enfants, tous sites confondus, pour les scénarios associés aux consommations les plus fortes (scénario 3 pour le mercure total et scénarios 2 et 3 pour le méthylmercure).

Malgré l'absence de tirage au sort de la population d'étude et compte tenu de la relative homogénéité des doses journalières d'exposition au sein de la population enquêtée, les données recueillies auprès des pêcheurs enquêtés pourraient s'appliquer à l'ensemble des pêcheurs amateurs à la ligne du bassin Adour Garonne, voire à l'ensemble de la population qui consommerait dans les mêmes proportions les mêmes poissons.

Toutefois, il convient de noter que seulement 45,9 % (n=510/1112) des pêcheurs ne pêchent que sur le site où ils ont été enquêtés. Ainsi les autres pêcheurs peuvent également être soumis à d'autres expositions via la consommation de poissons d'autres cours d'eau, dont la teneur en éléments traces métalliques n'est pas mesurée. Cependant, compte tenu des faibles fréquences de consommation en poissons de rivière et des niveaux d'exposition observés, les teneurs en éléments trace métalliques dans les poissons de ces autres cours d'eau devraient être élevées pour influencer significativement sur la valeur des DJE.

VI-2- Comparaison avec les résultats préalables des scénarios d'exposition

La préparation de cette étude avait donné lieu à un calcul d'évaluation des risques selon des scénarios d'exposition décrits en annexe 2. Les consommations théoriques de poissons ont été établies à partir des données médianes et maximales de l'enquête INCA 1, soit respectivement 30 g/jour (un repas par semaine) et 100 g/jour (un repas par jour) en population générale. L'hypothèse avait été retenue d'une quantité de poisson consommée identique chez l'adulte et l'enfant. Les données de contamination des poissons retenues étaient celles provenant des campagnes de mesure de l'Agence de l'eau.

Les résultats de cette évaluation des risques théorique ont été exprimés en quotients de danger (QDt), calculés selon la formule (8).

Le tableau 16 rappelle les différents quotients de danger liés à la consommation de poissons de rivière (anguilles et carnassiers) du bassin Adour Garonne, pour les enfants et les adultes, tels qu'ils ont été calculés dans l'évaluation des risques préliminaire à l'étude (annexe 2). Les résultats de QD estimés en fonction des scénarios d'exposition chez les adultes et les enfants et calculés à partir des données recueillies lors de l'étude sont comparés dans le tableau 16 avec ceux provenant des calculs préliminaires pour chacun des toxiques étudiés. Le méthylmercure n'avait pas fait l'objet d'un tel calcul théorique ; il n'apparaît donc pas dans le tableau. Les quantités théoriques de poisson consommées n'étant pas véritablement analogues à celles observées dans l'étude, il a été choisi de mettre en regard dans le tableau les quantités quotidiennes de poissons consommées, en théorie et observées dans l'étude, selon les hypothèses de départ.

Tableau 16. Quotients de danger théoriques et estimés par consommation de poissons du bassin Adour Garonne chez les adultes non-fumeurs et les enfants

QD	cadmium		mercure total		plomb	
	théorique	observé	théorique	observé	théorique	observé
Adultes						
QD1 (4 g/jour)	--	0,16	--	0,29	--	0,20
QDt (30g/jour)	0,28	--	0,51	--	0,29	--
QD2 (64 g/jour)	--	0,16	--	0,31	--	0,20
QDt (100g/jour)	0,44	--	0,87	--	0,37	--
Enfants						
QD1 (0,35 g/jour)	--	0,38	--	0,74	--	0,74
QD2 (4 g/jour)	--	0,38	--	0,81	--	0,75
QD3 (25,71 g/jour)	--	0,38	--	1,24	--	0,76
QDt (30 g/jour)	0,59	--	1,20	--	0,80	--
QDt (100g/jour)	1,08	--	2,28	--	1,11	--

QD1 : - adultes : données moyennes de consommation dans la population d'étude ;

- enfants : données moyennes de consommation en population générale ;

QD2 : - adultes : données extrêmes de consommation dans la population d'étude ;

- enfants : données moyennes de consommation adulte dans la population d'étude ;

QD3 : - enfants : données extrêmes de consommation des enfants en population générale.

La dose journalière tolérable était dépassée (QD>1) pour le mercure total dans le cas théorique correspondant à la consommation de 30 g/jour de poissons **chez l'enfant** (correspondant à l'hypothèse d'une fréquence de consommation d'un repas de poisson par semaine). On observait également des quotients de danger supérieurs à 1 pour les trois toxiques – cadmium, mercure total et plomb – pour la consommation théorique de 100 g/jour de poissons chez l'enfant (correspondant à un repas de poisson par jour). Si l'on compare chez les enfants le QDt (30 g/jour) et le QD3, scénarios très similaires, les valeurs théoriques sont surestimées pour le cadmium par rapport aux valeurs observées dans l'étude. Elles sont en revanche très analogues pour le plomb et pour le mercure total.

Chez l'adulte, les expositions théoriques ne conduisaient pas à un excès de risque sanitaire pour les trois polluants. Les quotients de dangers théoriques relatifs à la consommation d'un repas par semaine (30 g/jour) et d'un repas par jour (100 g/jour) sont très supérieurs à ceux observés lors de l'enquête.

Chapitre VII - Discussion, conclusions et recommandations

VII-1- Rappel des objectifs de l'étude et de la stratégie adoptée

Une étude conduite par l'Agence de l'eau Adour Garonne au cours de quatre campagnes de mesure successives – (1995-1996), 1998, 1999 et 2000 – afin d'évaluer la qualité des eaux superficielles du bassin, a mis en évidence des teneurs élevées en éléments trace métalliques relevées dans certains des poissons analysés (cadmium, zinc, mercure, plomb...). En dépit des limites méthodologiques présentées par ces campagnes d'analyse, les valeurs relevées étaient suffisamment problématiques par l'amplitude et la fréquence des dépassements des normes pour justifier la réalisation d'une évaluation préliminaire des risques sanitaires. Les résultats de cette évaluation indiquaient un risque théorique non négligeable lié à l'exposition au cadmium, mercure total et plomb par la consommation quotidienne des poissons du bassin Adour Garonne chez l'enfant.

L'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa), saisie sur ce dossier, a considéré que les données présentées ne permettaient pas la mise en évidence d'un risque sanitaire lié à la consommation de poissons dans la zone. Toutefois, par mesure de prudence, l'Afssa a recommandé d'étudier « les habitudes alimentaires de consommation régionale des poissons de rivière tels qu'anguilles ou lamproies afin de vérifier que la consommation de ces poissons de rivière ne présenterait pas de risque sanitaire pour les forts consommateurs ». Il a dès lors été convenu de mener des investigations complémentaires en vue d'apprécier au mieux l'exposition des populations les plus concernées par la consommation des poissons de rivière dans le bassin Adour Garonne.

L'objectif de cette étude était d'évaluer les risques sanitaires liés à la consommation de poissons de rivière du bassin Adour Garonne susceptibles d'être contaminés par des éléments trace métalliques. Les poissons étudiés, conformément à l'avis de l'Afssa, étaient les anguilles auxquelles ont été adjoints les carnassiers (sandre, brochet, black-bass et perche), du fait de leur situation au niveau supérieur de la chaîne trophique pouvant induire une accumulation des toxiques. Huit sites d'étude ont été sélectionnés en fonction de leur niveau de contamination élevé.

La démarche choisie pour mener à bien cet objectif a été celle de l'évaluation des risques. En raison de données manquantes sur la consommation de poissons de rivières en population générale, le principe de réaliser en complément une enquête alimentaire auprès des pêcheurs amateurs à la ligne dans le bassin Adour Garonne, considérés comme forts consommateurs, a été arrêté. De plus, des analyses de poissons ont été réalisées pour valider les résultats obtenus antérieurement par l'Agence de l'eau.

Parmi les toxiques ayant été mis en évidence dans les poissons lors des campagnes de mesures antérieures – cadmium, chrome, cuivre, zinc, mercure, nickel, arsenic, plomb – seuls trois éléments trace métalliques ont été étudiés, le cadmium, le mercure et le plomb. Ce choix a été effectué dans la mesure où une grande partie des dépassements des normes de comestibilité observés dans les poissons lors des précédentes campagnes de mesures portaient sur ces trois toxiques. D'autre part, la Commission européenne ne fixe des concentrations maximales admissibles dans les poissons que pour ces trois éléments. En considérant que 84 % du mercure total présent dans les poissons se trouve sous forme de méthylmercure, les résultats obtenus pour le mercure total ont pu être transposés pour sa forme méthylée (méthylmercure).

Outre l'estimation de la consommation de poissons de rivière, le questionnaire administré auprès de la population d'étude a permis de relever des données sur les habitudes générales de pêche et de consommation en poissons. Pour des raisons pratiques, seule une partie de la population d'étude a été interrogée sur certains items (statut tabagique, portions de poissons de rivière consommées, consommation de poissons de mer).

VII-2-1- Descriptif de la population d'étude

a) Données sociodémographiques et économiques

Au total, 1 112 individus ont été interrogés. Les pêcheurs enquêtés sont en majorité des hommes, puisque les femmes ne représentent que 2,2 % de la population d'étude.

Les catégories socioprofessionnelles les plus largement représentées sont les retraités, les employés et les ouvriers. Ces catégories regroupent à elles trois 72,8 % des enquêtés. Les agriculteurs, artisans, cadres et professions intermédiaires composent, quant à eux, 16 % de la population enquêtée.

L'âge moyen de la population d'étude est de 48,4 ans (médiane = 48 ans), avec un minimum de 18 ans et un maximum de 89 ans.

La majorité des pêcheurs pratiquent leur activité dans le département d'achat de la carte. Les pêcheurs interrogés semblent donc peu mobiles par rapport à leur lieu de naissance. En effet, les départements de naissance les plus représentés sont ceux dans lesquels sont situés les sites d'étude (17, 16, 24, 33, 40, 47, 64, 82). Le nombre de cartes de pêche vendues par département pourrait donc, contrairement à ce qui était supposé au départ, constituer une base de référence pour calculer la représentativité des échantillons de pêcheurs choisis par site au regard de la population totale de pêcheurs dans chaque département.

b) Statut tabagique

La population de pêcheurs interrogés apparaît comme plus exposée au cadmium par le tabagisme – du fait d'un nombre de cigarettes fumées plus élevé – que la population générale en France, même si la proportion de fumeurs parmi la population enquêtée n'est pas significativement différente de celle trouvée en population générale.

c) Perception des risques sanitaires liés à la pollution des rivières

Sur l'ensemble du bassin, une majorité de pêcheurs (77,2 %) pensent que la pollution des rivières présente un risque pour la santé via la consommation de poissons de rivière. Ils portent en général une attention particulière à la qualité de l'eau de leur site de pêche, sachant que certains cours d'eau peuvent être plus pollués que d'autres.

Dans la plupart des sites, les pêcheurs ont montré de l'intérêt pour les résultats de l'étude, bien que l'objectif n'ait pas toujours été bien compris (étude perçue comme une enquête portant sur la qualité de l'eau plutôt que comme une enquête alimentaire).

VII-2-2- Représentativité de la population d'étude

La représentativité de la population d'étude par rapport à la population cible n'a pu être examinée en vue de connaître la pertinence de la généralisation des résultats obtenus à la population cible. Il n'existe en effet aucune information nationale ou à l'échelle du bassin relative à des statistiques socio-démographiques ou économiques sur les pêcheurs amateurs à la ligne (répartition par sexe, âge, catégorie socioprofessionnelle).

Des questions supplémentaires ont été posées à deux sous-groupes de la population d'étude (1bis : consommateurs de poisson, 2 bis : non-consommateurs), portant sur les portions de poisson consommées, le tabagisme et la consommation de poissons de mer. On n'observe aucune différence significative pour les principales données sociodémographiques et économiques (âge, sexe, catégorie socioprofessionnelle), ainsi que pour la fréquence de pêche et la fréquence de consommation du poisson pêché entre le groupe 1 et 1bis. Hormis la différence significative portant sur le critère du pays d'origine de l'enquêté, on peut considérer globalement que la population des groupes 1 bis et 2 bis peut être représentative de l'ensemble de la population d'étude, sur la base des caractéristiques étudiées. Il est par conséquent possible d'extrapoler les résultats obtenus dans ce sous-groupe à l'ensemble de la population d'étude pour les questions relatives aux portions de poisson consommées, au tabagisme et à la consommation de poissons de mer.

VII-2-3- Description des habitudes de pêche et de consommation des poissons de rivière

a) Nombre de jours de pêche par an et nombre de prises

La médiane du nombre de jours de pêche parmi la population enquêtée est de 50 jours par an. 5 % des pêcheurs pêchent plus de 220 jours par an. Les deux tiers des enquêtés pêchent entre 2 et 15

anguilles par an et 72,6 % d'entre eux pêchent entre 2 et 10 carnassiers par an, ce qui peut paraître comme un bilan de pêche relativement peu productif.

b) Fréquence de consommation du poisson pêché

La fréquence de consommation de poissons de rivière, toutes espèces et toutes provenances confondues, est relativement faible dans la population d'étude. En effet, 78 % des pêcheurs en consomment moins de trois fois par mois et seulement 1,4 % en consomment plus de 2 fois par semaine. La médiane de consommation se situe à 1 fois par mois.

En ce qui concerne les seuls carnassiers et anguilles, la fréquence de consommation est encore plus faible, puisque 93,4 % des pêcheurs en consomment moins de trois fois par mois. La médiane de consommation des anguilles et des carnassiers se situe à moins d'une fois par mois. 5 % des consommateurs (95^{ème} percentile de la distribution) en consomment une fois par semaine. 5,4 % de la population d'étude ne consomme jamais le poisson pêché. L'anguille et le sandre sont les espèces les plus consommées. Leur médiane de fréquence de consommation, ainsi que celle du brochet et de la perche avec toutefois une proportion de consommateurs moins élevée, se situe à 2 à 3 fois par an. Le black-bass est une espèce très peu consommée, puisque sa médiane de fréquence de consommation se situe à au niveau « jamais ».

c) Nombre de consommateur, provenance du poisson pêché et modes de consommation

La moitié des pêcheurs consomment les produits de leur pêche (anguilles et carnassiers) avec un seul autre adulte, la plupart du temps leur conjoint, et les deux tiers avec aucun enfant. Les plus forts consommateurs (percentile 95) partagent leur poisson avec 1,8 enfants en moyenne.

La grande majorité des anguilles et des carnassiers consommés par les pêcheurs proviennent de la pêche. C'est le cas de 75,3 % à 83,9 % d'entre eux, selon l'espèce de poisson considérée. Les anguilles et les carnassiers sont majoritairement consommés frais, avec un maximum pour la perche.

La population d'étude consomme en moyenne une quantité plus importante de poissons de rivière que la population générale (interrogée sur sa consommation de la semaine précédente) : 4 g/jour/personne vs 1,44 g/jour/personne. En revanche, les quantités de poissons de rivière consommées par les forts consommateurs de la population d'étude et de la population générale (95^{ème} percentile) sont équivalentes (64 g/jour/personne vs 68,8 g/jour/personne).

Ces résultats montrent que le choix de considérer a priori les pêcheurs amateurs comme forts consommateurs de poissons de rivière était pertinent. Les consommations de poissons de rivière étudiées dans la population d'étude se limitent de plus aux anguilles et aux carnassiers et ne tiennent pas compte des espèces les plus consommées, telle la truite ou les fritures.

d) Consommation de poissons de mer

La quantité moyenne de poisson de mer consommée par la population enquêtée est inférieure aux données obtenues dans la population générale (10,5 g/personne vs 27,3 g/jour/personne).

VII-2-4- Niveaux de contamination des poissons et des indicateurs environnementaux

a) Contamination actuelle des poissons et comparaison avec les données antérieures

Dans l'ensemble, les contaminations des poissons sont essentiellement le fait du mercure total et, dans une moindre mesure, du plomb. Aucun dépassement des normes de comestibilité n'est cependant observé dans les anguilles et les carnassiers des huit sites d'étude.

Les teneurs en cadmium et en plomb dans les poissons de la présente étude sont systématiquement plus faibles que ce qui avait été obtenu antérieurement par l'étude de l'Agence de l'eau. En revanche, le mercure présente des valeurs analogues voire plus élevées sur certains cours d'eau. Ces observations peuvent être justifiées par le fait que les analyses de l'étude précédente portaient sur le muscle et le foie (organe bio-accumulateur de toxiques) des poissons, tandis que celle de la présente étude ne concernaient que le muscle.

b) Contamination du milieu

La mise en parallèle d'une relation entre des contaminations de poissons et une pollution environnementale dans les sédiments ou les bryophytes – mesurée par des campagnes annuelles de l'Agence de l'eau – n'est pas évidente a priori. En effet, dans certains cas, les poissons sont de moins bonne qualité que les indicateurs environnementaux (surtout pour le mercure), dans d'autres, ils sont de qualité comparable. Le Lot présente une contamination marquée au cadmium pour les poissons ainsi que pour les sédiments et bryophytes (ce qui était déjà connu par ailleurs).

VII-2-5- Evaluation de l'exposition au plomb, cadmium et mercure total et méthylmercure via la consommation de poissons de rivière

L'évaluation de l'exposition au plomb, cadmium et mercure de la population cible a nécessité l'exploitation de deux sources de données :

- les informations apportées par le questionnaire de consommation, détaillées au chapitre IV ;
- les résultats des mesures de plomb, cadmium et mercure dans les poissons susceptibles d'être consommés (anguilles et carnassiers), décrites au chapitre V-1.

Le croisement de ces deux sources a permis de calculer une dose journalière d'exposition, via la consommation de poissons de rivière pêchés dans le bassin Adour Garonne, aux trois éléments trace métalliques considérés (cadmium, mercure total, plomb). La dose journalière d'exposition au méthylmercure a été déduite en transposant les résultats du mercure total.

Les doses d'exposition en cadmium et plomb via la consommation de poissons de rivière apparaissent faibles chez les adultes et les enfants. Le quotient de danger est dans tous les cas (y compris pour les valeurs maximales des DJE observées) très largement inférieur à 1. Les valeurs sont très homogènes d'un site à l'autre et varient du simple au double des adultes aux enfants.

Pour un faible pourcentage des pêcheurs de l'Isle (1 à 2 % selon le scénario d'exposition), les quotients de danger relatifs au mercure total sont supérieurs à 1. Dans le cas du méthylmercure, ce dépassement concerne 2 à 4 % de la distribution. Les concentrations de mercure total dans les poissons, les sédiments et les bryophytes de l'Isle ne laissaient pourtant pas présager un tel excès de risque. Chez les enfants, le quotient de danger lié à l'exposition au mercure total est supérieur à 1 dans le scénario correspondant à une très forte consommation des poissons du bassin Adour Garonne (QD = 1,24). Les quotients de danger sont également supérieurs à 1, pour les scénarios associés respectivement à une forte et à une très forte consommation pour le méthylmercure (QD compris entre 1,07 et 2,19). Les scénarios relatifs à une consommation plus faible de poisson ne sont pas associés à un excès de risque sanitaire pour le mercure total et le méthylmercure.

La comparaison des valeurs théoriques avec celles estimées par le biais des données recueillies lors de l'enquête mettait en évidence, pour les consommateurs d'un repas de poisson par semaine (30 g/jour) ou par jour (100 g/jour), des coefficients de danger théoriques surévalués chez les adultes pour les trois toxiques. Chez les enfants, les valeurs théoriques sont surestimées par rapport aux valeurs calculées à la suite de l'étude pour le cadmium, mais très proches de la réalité pour le mercure total et le plomb.

VII-2-6- Conclusions de l'étude

Au final, l'ensemble de la population pour laquelle a été évaluée l'exposition, c'est à dire les pêcheurs amateurs à la ligne du bassin Adour Garonne, semble hors de danger en ce qui concerne l'exposition au cadmium et au plomb (adultes et enfants). Un excès de risque sanitaire a été en revanche mis en évidence pour le mercure total et le méthylmercure chez les pêcheurs de l'Isle forts consommateurs de poisson (selon le scénario : 1 à 2 % de la distribution pour le mercure total et 2 à 4 % pour le méthylmercure) de même que chez les enfants forts consommateurs d'anguilles et de carnassiers, tous sites confondus.

VII-3- Discussion

VII-3-1- Cohérence de la répartition des enquêtes sur les huit zones d'étude

La population d'étude a été répartie sur les huit sites d'étude proportionnellement à la longueur des cours d'eau concernés. Ce critère de répartition a été choisi en raison du manque d'informations sur le nombre total de pêcheurs amateurs à la ligne de chaque site. Il est évident que ce critère n'était pas forcément pertinent, dans la mesure où certaines rivières peuvent être longues mais peu fréquentées par les pêcheurs.

La comparaison des répartitions de l'effectif de pêcheurs enquêtés et du nombre de cartes vendues sur les huit départements concernés donne une différence significative. Les résultats fournis par site ne sont en conséquence intéressants qu'à titre indicatif, seuls ceux concernant la globalité des sites pouvant être concluants. Cependant, du fait de la mise en évidence d'un excès de risque lié au mercure total pour les pêcheurs de l'Isle, il a été choisi de présenter les résultats site par site, pour éviter la perte de cette information qui n'apparaît pas dans les résultats globaux.

VII-3-2- Représentativité des analyses de poissons

Les teneurs des poissons en cadmium et en plomb de la présente étude sont systématiquement plus faibles que ce qui avait été obtenu antérieurement par l'étude de l'Agence de l'eau, pour laquelle certaines analyses ont été effectuées dans le foie des poissons. En revanche, le mercure total présente des valeurs souvent équivalentes voire plus élevées sur certains cours d'eau. Ces différences peuvent également être le fait d'une mauvaise représentativité des prélèvements de poissons.

Il convient de rappeler que l'objectif des nouvelles analyses de poisson n'était pas de réaliser une campagne de mesure exhaustive, mais de compléter les données antérieures de l'Agence de l'eau et de comparer les résultats. La constitution des lots de poissons à analyser a ainsi pu être trop faible pour conclure formellement sur les teneurs en éléments trace métalliques étudiés dans les poissons.

Il faut noter l'absence de mesure pour les carnassiers sur la Jalle de Blanquefort et la Charente, ainsi que le faible nombre de poissons prélevés sur certains sites. Cette faiblesse d'effectifs, provoquée par la faible densité piscicole dans certains cours d'eau, peut impliquer une mauvaise représentativité de l'échantillonnage des poissons.

VII-3-3- Représentativité de la population d'étude par rapport à la population cible

Il n'existe pas d'informations, nationales ou à l'échelle du bassin, relatives à des statistiques socio-démographiques ou économiques sur les pêcheurs amateurs à la ligne (répartition par sexe, âge, catégorie socioprofessionnelle) dans le bassin Adour Garonne. Il n'est de ce fait pas possible de concevoir une quelconque comparaison sur ces points entre la population d'étude (pêcheurs enquêtés), la population cible (pêcheurs du bassin Adour Garonne) ou même la population nationale des pêcheurs amateurs à la ligne.

Les résultats de l'étude concluent à l'absence de risques sanitaires pour les consommateurs, même forts, de poissons de rivière du bassin Adour Garonne, pour le cadmium et le plomb. Ils montrent en revanche un excès de risque lié au mercure total et au méthylmercure pour certains pêcheurs de l'Isle et pour les enfants, forts consommateurs. Malgré le manque d'éléments essentiels pour estimer la représentativité de la population d'étude par rapport à la population cible, les résultats de cette étude pourraient être extrapolés à la population générale dans la mesure où, indépendamment du fait qu'ils sont pêcheurs amateurs ou non, les plus forts consommateurs de poissons sont concernés, particulièrement les enfants.

VII-3-4- Imprécision des données de consommation et répercussions dans le calcul des doses journalières d'exposition

La consommation moyenne quotidienne de poissons de rivière chez les pêcheurs interrogés apparaît plus élevée que celle observée dans la population générale. De plus, cette consommation ne comprend que les anguilles et les carnassiers et par conséquent la quantité totale de poissons de rivière consommée en moyenne par la population d'étude est très probablement plus élevée

(consommation de truites, de friture etc.). Ce résultat est en accord avec l'hypothèse de départ (pêcheurs amateurs à la ligne forts consommateurs de poissons de rivière). Il n'est cependant pas exclu que d'autres catégories de population, qui n'ont pas été prises en compte dans l'étude, tels que les pêcheurs amateurs aux engins ou autres, soient plus fortes consommatrices que la population cible choisie.

De plus, de nombreuses incertitudes ont pu intervenir dans la détermination des doses journalières d'exposition telles que :

- les fréquences et les portions de poissons consommés ;
- le faible échantillonnage des poissons ;
- les mesures de toxiques dans les carnassiers pour la Charente et la Jalle résultant d'un calcul effectué sur la base des valeurs obtenues sur les autres cours d'eau.

VII-3-5- Pertinence des scénarios d'exposition élaborés

Les scénarios élaborés dans le cadre de l'étude tiennent compte des données recueillies au cours de l'étude et des données nationales. Il a été considéré des valeurs moyennes et extrêmes (95^{ème} percentile).

La dose journalière d'exposition alimentaire au méthylmercure a été calculée sur la base de celle du mercure total en tenant compte, d'une part de la contribution des poissons à l'apport alimentaire global en mercure total et d'autre part, de la proportion de mercure total présent sous forme méthylée dans les poissons. Ce choix semble raisonnable au regard des données disponibles et compte tenu de l'absence d'apport journalier moyen directement disponible pour le méthylmercure.

Les scénarios envisagés pour les fortes consommations de la population d'étude sont plausibles puisqu'ils ont été retrouvés en population générale. De plus, le fait que les forts consommateurs partagent leur poisson avec 1,8 enfant en moyenne laisse penser que les quantités quotidiennes de poisson consommées par certains enfants sont susceptibles d'être relativement élevées.

VII-3-6- Comparaison avec les données nationales

Les résultats trouvés dans le cadre de cette étude sont cohérents avec ceux des différentes études qui ont été menées sur ce sujet.

Selon l'Afssa [Afssa, 2003], l'apport hebdomadaire moyen en France du mercure total est compris entre 73 et 116 µg/personne, ce qui représente 29 à 77 % de la dose hebdomadaire provisoire (DHTP) de 300 µg/personne établie par l'OMS. Des valeurs proches ou supérieures à la DHTP de 97 µg/personne fixée pour le méthylmercure semblent pouvoir être atteintes pour les forts consommateurs de poissons carnivores, avec des valeurs pouvant dépasser 200 % de la DHTP dans le cas de jeunes enfants. En 1998, le CSHPF a défini des groupes dits sensibles : femmes enceintes ou allaitantes, très jeunes enfants, populations de pêcheurs établis dans des zones fortement contaminées et a recommandé la mise en place d'une information spécifique les incitant à diversifier les espèces de poissons consommées. Ces recommandations ont été reprises par l'Afssa, lorsque la nouvelle DHTP a été fixée en mars 2004.

VII-4- Conclusions et recommandations

La mise en place d'une enquête alimentaire auprès de 1 112 pêcheurs à la ligne amateurs du bassin Adour Garonne, considérés dans le cadre de l'étude comme de forts consommateurs de poissons de rivière, a permis d'évaluer localement les quantités d'anguilles et de carnassiers consommées quotidiennement. Celles-ci sont, en moyenne, plus élevées que la quantité de poissons de rivière consommée par la population générale.

Les données observées dans la population d'étude peuvent être extrapolées à l'ensemble des pêcheurs amateurs à la ligne des huit sites d'étude, en raison de la relative homogénéité des fréquences de consommation observées sur l'ensemble des sites.

Les doses journalières d'exposition au cadmium et au plomb, via la consommation de poissons de rivière, se sont avérées en général faibles par rapport à la DJE apportée par l'alimentation générale. En revanche, une exposition excessive au mercure total et au méthylmercure a été relevée chez les

enfants forts consommateurs de poissons de rivière du bassin Adour Garonne, tous sites confondus, et chez certains pêcheurs adultes de l'Isle, également forts consommateurs.

La comparaison avec les doses journalières tolérables pour le cadmium, le mercure et le plomb, proposées par l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments, a permis de caractériser le risque sanitaire lié à la consommation d'anguilles et de carnassiers pour les pêcheurs à la ligne amateurs du bassin Adour Garonne en calculant les quotients de danger (QD) et de confirmer les observations faites sur les expositions. Le risque s'avère théoriquement nul chez les adultes, à l'exception de certains pêcheurs de l'Isle forts consommateurs, pour lesquels les doses journalières tolérables pour le méthylmercure et le mercure total sont dépassées. Les enfants forts consommateurs d'anguilles et de carnassiers présentent également des quotients de dangers supérieurs à 1 pour le mercure total et le méthylmercure.

Par ailleurs, d'autres catégories de population, qui n'ont pas été prises en compte dans le cadre de l'étude, pourraient s'avérer être plus fortes consommatrices de poissons de rivière. Toutefois, les résultats recueillis dans le bassin Adour Garonne fournissent déjà des premières indications sur les habitudes de consommation de poissons de rivière et peuvent constituer une base pour la réalisation d'études similaires dans d'autres régions de France, où la pollution des eaux de rivière est marquée. L'enquête alimentaire ayant révélé que la consommation des produits de la pêche était en grande partie fonction du nombre de prises, la dose journalière d'exposition pourrait s'avérer élevée sur des sites à forte densité piscicole.

L'Afssa, dans son avis du 21 octobre 2002 [67] et le programme national nutrition santé (septembre 2002) préconisent de consommer du poisson au moins deux fois par semaine, du fait des effets bénéfiques d'une consommation systématique de poisson. A la suite des résultats apportés par de nouvelles études épidémiologiques, l'Organisation mondiale de la santé en 2003 [59], puis l'Afssa en 2004 [34], ont revu la DHTP du méthylmercure. Compte tenu de l'effet toxique du méthylmercure sur le système nerveux central et sur le système cardiovasculaire chez l'enfant, l'Afssa recommande de « favoriser une consommation diversifiée des différentes espèces de poisson en évitant, à titre de précaution, une consommation exclusive de poissons appartenant aux espèces de poissons prédateurs sauvages [au sens du Règlement CE n°466/2001 [5] : anguilles et civelles, brochets etc.] présentant généralement des niveaux plus élevés de méthylmercure ». Cette préconisation s'adresse :

- aux enfants en bas âge, pour lesquels il est recommandé de veiller à ce qu'ils n'en consomment pas plus de 60 grammes par semaine, en plus de leur consommation habituelle de poissons non-prédateurs ;
- aux femmes enceintes et allaitantes, il est recommandé de veiller à ne pas en consommer plus de 150 grammes par semaine, en plus de leur consommation habituelle de poissons non-prédateurs.

Les consommations moyennes adultes observées localement dans le bassin Adour Garonne (4 g/jour, soit 28 g/semaine) sont inférieures à celles recommandées pour les femmes enceintes et allaitantes (150 g/semaine). Les consommations extrêmes (95^{ème} percentile) repérées dans l'étude (64 g/jour, soit 448 g/semaine) sont en revanche trois fois supérieures aux consommations recommandées.

Chez les enfants, les scénarios de consommations ne dépassent la consommation recommandée de 60 g/semaine que dans le cas extrême (25,71 g/jour, soit 179,97 g/semaine). Les consommations moyennes (0,35g/jour, soit 2,45 g/semaine et 4 g/jour, soit 28 g/semaine) n'excèdent pas les valeurs recommandées.

Il conviendrait donc de diversifier, ainsi que le recommande l'Afssa, la consommation de poissons sans privilégier de manière excessive ceux qui proviennent de la pêche dans les rivières d'Adour Garonne. Il s'agit de plus d'éviter la consommation systématique de poissons qui pourraient être plus fortement contaminés dans certains cours d'eau, notamment chez les enfants forts consommateurs.

Enfin, il convient de rappeler que le moyen le plus efficace pour diminuer le risque sanitaire, quel que soit le cours d'eau, reste la réduction du risque à la source. A cette fin, ainsi que l'avait recommandé l'Afssa, il conviendrait de diminuer la pollution environnementale mise en évidence par les campagnes de mesure de l'Agence de l'eau.

Références

- (1) Girard P, Agence de l'eau Adour Garonne. Etude de la contamination des poissons du bassin Adour Garonne par les micropolluants organiques et minéraux. 1-4-1998.
- (2) Girard P, Agence de l'eau Adour Garonne. Contamination des poissons par les micropolluants organiques et métalliques - Exploitation de la campagne de mesures 1998. 1-2-1999.
- (3) Girard P, Agence de l'eau Adour Garonne. Contamination des poissons par les micropolluants organiques et métalliques - Exploitation de la campagne de mesures 1999. 1-2-2000.
- (4) Girard P, Agence de l'eau Adour Garonne. Contamination des poissons par les micropolluants organiques et métalliques - Exploitation de la campagne de mesures 2000. 1-2-2001.
- (5) Commission européenne. Règlement CE n°466/2001 de la Commission européenne portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. 8-3-2001.
- (6) Derenne P. Nombre de pêcheurs amateurs ayant pris leur carte en 2001 dans les Aappma riveraines des secteurs étudiés. Conseil supérieur de la pêche - Délégation Midi-Pyrénées et Aquitaine, editor. 2003.
- (7) Derenne P. Répartition du nombre de pêcheurs à la ligne du bassin Adour Garonne, par région et par département. Conseil supérieur de la pêche - Délégation Midi-Pyrénées et Aquitaine, editor. 2003.
- (8) Commission européenne. Directive 2001/22/CE de la Commission européenne portant fixation de modes de prélèvement d'échantillons et de méthodes d'analyse pour le contrôle officiel des teneurs en plomb, cadmium, mercure et 3-MCPD dans les denrées alimentaires. 8-3-2001.
- (9) Agence française de sécurité sanitaire des aliments, Institut de veille sanitaire. Le cadmium. Programme "mortalité et morbidité des maladies d'origine alimentaire" - Volet toxicologique - Contaminants chimiques et risques alimentaires en France, document de travail. 2003.
- (10) Conseil supérieur d'hygiène publique de France. Plomb, cadmium et mercure dans l'alimentation : évaluation et gestion du risque. Tec et Doc Lavoisier ed. 1996.
- (11) Staessen J, Buchet J, Ginucchio G, Lauwerys R, Lijnen P, Roels H *et al.* Public health implications of environmental exposure to cadmium and lead: an overview of epidemiological studies in Belgium. *J Cardiovasc Risk* 1996; 3:26-41.
- (12) Cai S, Yue L, Jin T, Nordberg G. Renal dysfunction from cadmium contamination of irrigation water : dose response analysis in a chinese population. *Bull World Health Organ* 1998; 76 (2):153-9.
- (13) Kido T, Shaikh Z, Kito H, Honda R, Nogawa K. Dose-response relationship between dietary cadmium intake and metallothioneinuria in a population from a cadmium-polluted area of Japan. *Toxicology* 1991; 66 (3):271-8.
- (14) Tulley R, Lehman H. Method for the simultaneous determination of cadmium and zinc in a whole blood by atomic absorption spectrophotometry and measurement in normotensive and hypertensive humans. *Clin Chim Acta* 1982; 122 (2):189-202.
- (15) Geiger H, Bahmer U, Heidland A. Does cadmium contribute to the development of renal parenchymal hypertension? *Int J Artif Organs* 1989; 12 (11):733-7.
- (16) Luoma P, Nayha S, Pyy L, Hassi J. Association of blood cadmium to the area of residence and hypertensive disease in Arctic Finland. *Sci Total Environ* 1995; 15:160-1-571-5.

- (17) Inskip H, Beral V, McDowall M. Mortality of Shipham residents: 40-year follow-up. *Lancet* 1982; 1 (8277):896-9.
- (18) Elinder C, Kjellstrom T, Friberg L, Lind B, Linnman L. Cadmium in kidney cortex, liver and pancreas from swedish autopsies. Estimation of biological half time in kidney cortex, considering calorie intake and smoking habits. *Arch Environ Health* 1976; 31:292-302.
- (19) Summer K, Drasch G, Heilmaier H. Metallothionein and cadmium in human kidney cortex: influence of smoking. *Human Toxicol* 1986; 5:27-33.
- (20) Roels H, Bernard A, Buchet J, Goret A, Lauwerys R, Chettle D *et al.* Critical concentration of cadmium in renal cortex and urine. *Lancet* 1979; i:221.
- (21) Watanabe T, Shimada T, Endo A. Mutagenic effects of cadmium on oocyte chromosomes of mice. *JPN J Hyg* 1977; 32:472-81.
- (22) Watanabe T, Shimada T, Endo A. Mutagenic effects of cadmium on mammalian oocyte chromosomes. *Mutat Res* 1979; 67:349-56.
- (23) De Flora S, Camoirano A, Zanacchi P, Benicelli C . Mutagenicity testing with TA97 et TA102 of 30 DNA-damaging compounds negative with other Salmonella tester strains. *Mutat Res* 1984; 134:159-165.
- (24) Waalkes M. Cadmium carcinogenesis in review. *J Inorg Biochem* 2000; 79 (1-4):241-4.
- (25) Bomhard E, Vogel O, Loser E. Chronic effects on single and multiple oral and subcutaneous cadmium administrations on the testes of Wistar rats. *Cancer Lett* 1987; 36 (3):307-15.
- (26) Caflisch C. Effect of orally administered cadmium on in situ pH, PCO₂ and bicarbonate concentration in rat testis and epididymis. *J Toxicol Environ Health* 1994; 42 (3):323-30.
- (27) Foote R. Cadmium affects testes and semen of rabbits exposed before and after puberty. *Reprod Toxicol* 1999; 13 (4):269-277.
- (28) Telisman S, Cvitkovic P, Jurasovic J, Pizent A, Gavella M, Robic B. Semen quality and reproductive endocrine function in relation to biomarkers of lead, cadmium, zinc and copper in men. *Environ Health Perspect* 2000; 108 (1):45-53.
- (29) Omu A, Dashti H, Mohamed A, Mattappallil A. Significance of trace elements in seminal plasma of infertile men. *Nutrition* 1995; 11:502-5.
- (30) Huel G, Boudene C, Ibrahim M. Cadmium and lead content of maternal and newborn hair : relationship to parity, birth weight and hypertension. *Arch Environ Health* 1981; 36 (5):221-7.
- (31) Fréry N, Nessman C, Girard F, Lafond J, Moreau T, Blot P *et al.* Environmental exposure to cadmium and human birthweight. *Toxicology* 1993; 79 (2)(109):118.
- (32) Agence française de sécurité sanitaire des aliments, Institut de veille sanitaire. Le méthylmercure. Programme "mortalité et morbidité des maladies d'origine alimentaire" - Volet toxicologique - Contaminants chimiques et risque alimentaire en France, document de travail. 2003.
- (33) Slooff W, Van Beelen P, Annema J, Janus J. Integrated criteria document mercury. National institut for public health and environment protection (RIVM) - The Netherlands. 601014008. 1995.
- (34) Agence française de sécurité sanitaire des aliments. Avis relatif à la réévaluation des risques sanitaires du méthylmercure liés à la consommation des produits de la pêche au regard de la nouvelle dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP). 16-3-2004.

- (35) EPA U. Water quality criterion for the protection of human health. Office of water W, editor. EPA-823-R-01-001. 2001.
- (36) EPA U. Mercury report to congress. Office of air quality planning and standards. Research Triangle Park, editor. 1997.
- (37) United nations environment programme c. Global mercury assessment. 2002.
- (38) Norseth T, Clarkson T. Intestinal transport of ²⁰³Hg-labeled methyl mercury chloride. Role of biotransformation in rats. Arch Environ Health 1971; 22 (5):568-77.
- (39) Rowland J, Robinson R, Doherty R. Effect of diet on mercury metabolism and excretion in mice given methylmercury : role of gut flora. Arch Environ Health 1984; 39 (6):401-18.
- (40) Ischihara N. Excretion of methylmercury in human feces. Arch Environ Health 2000; 55 (1):44-7.
- (41) Clarkson T. Metal toxicity in the central nervous system. Environ Health Perspect 1987; 75:59-64.
- (42) Aschner M, Aschner J. Mercury neurotoxicity : mechanism of blood-brain barrier transport. Neurosci Behav Rev 1990; 14:169-76.
- (43) Harada M. Minamata disease : methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. Crit Rev Toxicol 1995; 25 (1) :1-24.
- (44) Amin-Zaki L, Elhassani S, Majeed M, Clarkson T, Doherty R, Greenwood M. Intra-uterine methylmercury poisoning in Iraq. Pediatrics 1974; 54 (5):587-95.
- (45) Myers G, Davidson P. Does methylmercury have a role in causing developmental disabilities in children? Environ Health Perspect 2000; 108:413-20.
- (46) Crump K, Kjellstrom T, Shipp A, Silvers A, Stewart A. Influence of prenatal mercury exposure upon scholastic and psychological test performance : benchmark analysis of a New-Zealand cohort. Risk Anal Dec 1998; 18 (6):701-13.
- (47) Murata K, Weilhe P, Araki S, Budtz-Jorgensen E , Grandjean P. Evoked potentials in Faroese children prenatally exposed to methylmercury. Neurotoxicol Teratol 1999; 21:471-2.
- (48) Grandjean P, White R, Nielsen A, Cleary D, De Oliveira Santos E. Methylmercury neurotoxicity in Amazonian children downstream from gold mining. Environ Health Perspect 1999; 107 (7):587-91.
- (49) Lebel J, Mergler D, Branches F, Lucotte M, Amarin M, Dolbec J et al. Evidence of early nervous system dysfunction in amazonian populations exposed to low-levels of methylmercury. Neurotoxicology 1996; 17(157):168.
- (50) Lebel J, Mergler D, Branches F, Lucotte M, Amarin M, Larribe F et al. Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the amazonian basin. Environ Res 1998; 79:20-32.
- (51) Dolbec J, Mergler D, Sousa Passos C, Sousa de Morais S, Lebel J. Methylmercury exposure affects motor performance of a riverine population of the Tapajos river, brazilian Amazon. Int Arch Occup 2000; 73 (3):195-203.
- (52) Franchi E, Loprieno G, Ballardini M, Petrozzi L, Migliore L. Cytogenetic monitoring of fishermen with environmental mercury exposure. Mutat Res 1994; 320 (1-2):23-9.
- (53) Amorim M, Mergler D, Bahia M, Dubeau H, Miranda D, Lebel J et al. Cytogenetic damage related to low levels of methylmercury contamination in the brazilian Amazon. An Acad Bras Cienc 2000; 72 (4):497-507.

- (54) Boffeta P, Merler E, Vainio H. Carcinogenicity of mercury and mercury compounds. *Scand J Work Environ Health* 1993; 19:1-7.
- (55) Tamashiro H, Akagi H, Araki M, Futatsuka M, Roht L. Causes of death in Minamata disease : analysis of death certificates. *Int Arch Occup Environ Health* 1984; 54 (2):135-46.
- (56) Kinjo Y, Akiba S, Yamaguchi N, Mizuno S, Watanabe S, Wakamiya J *et al.* Cancer mortality in Minamata disease patients exposed to methylmercury through fish diet. *J Epidemiol* 1996; 6 (3):134-8.
- (57) Janicki K, Dobrowolski K, Krasnicki K. Correlation between contamination of the rural environment with mercury and occurrence of leukaemia in men and cattle. *Chemosphere* 1987; 16 (1):253-7.
- (58) Organisation mondiale de la santé. International programme on chemical safety. Environmental health criteria 101: Methylmercury, Geneva. 1990.
- (59) FAO/OMS. Joint FAO/WHO expert committee on food additives. Sixty-first meeting. Summary and conclusions. 19-6-2003.
- (60) Institut de veille sanitaire, ministère de l'Emploi et de la Solidarité. Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb. Tomes 1 et 2. 2002.
- (61) Needleman H, Gatsonis C. Low-level lead exposure and the IQ of children. A meta analysis of modren studies. *J A M A* 1990; 263:673-678.
- (62) Sharp D, Osterloch J, Becker C, Bernard B, Sminx A, Fischer J *et al.* Blood pressure and blood concentration in bus drivers. *Environ Health Perspect* 1988; 78:131-7.
- (63) Baudier F, Orlandini C, Guionet M, Oddoux K. La consommation de tabac des adultes en France : évolution au cours des dix dernières années. *Bulletin épidémiologique hebdomadaire* 2000; 48:1-4.
- (64) Credoc, Afssa, ministère de l'Agriculture et de la Pêche. Enquête INCA individuelle et nationale sur les consommations alimentaires - Coordonnateur Jean-Luc Volatier. Tec et Doc (Lavoisier) ed. 2000.
- (65) Cassadou S, Pouey J. Evaluation des risques sanitaires liés à la présence de cadmium dans la rivière Lot, entre Boisse-Penchat et Aiguillon. 1-2-2002.
- (66) Direction générale de l'alimentation. Données d'exposition de la population française aux résidus de pesticides, plomb, cadmium, arsenic et radionucléides par la voie alimentaire. *Notre alimentation* 2000; 24:1-4.
- (67) Agence française de sécurité sanitaire des aliments. Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à l'évaluation des risques sanitaires liés à l'exposition au mercure des femmes enceintes et allaitantes et des jeunes enfants. 21-10-2002.

Liste des annexes

Annexe 1 - Résultats de l'étude de l'Agence de l'eau Adour Garonne (1998-2000)

Annexe 2 - Evaluation théorique des risques sanitaires

Annexe 3 - Avis de l'Agence française des risques sanitaires alimentaires (7 janvier 2002)

Annexe 4 - Description de la population d'étude

Annexe 5 - Comparaison des groupes 1, 2 et 1bis, 2 bis

Annexe 6 - Détail des habitudes de pêche de la population d'étude

Annexe 7 - Description des poissons échantillonnés (poids et taille)

Annexe 8 - Résultats des analyses de poissons

Annexe 9 - Données environnementales de l'étude de l'Agence de l'eau Adour Garonne

Annexe 10 - Questionnaire d'enquête alimentaire

Annexe 11 - Cartographie des métaux susceptibles d'être rejetés par les sites industriels du bassin Adour Garonne

Annexe 12 - Effectifs des populations riveraines et des pêcheurs amateurs dans les huit zones d'étude

Annexe 13 - Plan d'analyse

Annexe 14 - Biologie des anguilles et des carnassiers