
Ingénieur du Génie Sanitaire

Promotion : **2011-2012**

Date du Jury : **Octobre 2012**

**Thématique de la contamination du
thon par le mercure : validation des
plans d'échantillonnage et évaluation
du risque sanitaire**

Etudiant

Typhaine MORISSET

Lieu de stage

LERCCo (UBO, Brest)

Référent professionnel

Alain-Claude ROUDOT

Référent pédagogique

Barbara LE BOT

Remerciements

Je tiens à remercier en premier lieu, mon référent professionnel, M. ROUDOT, qui m'a permis de réaliser ce mémoire dans son laboratoire de recherche et m'a accompagnée tout au long de ce stage. Merci également à Mme PARENT-MASSIN pour son accueil.

Je remercie aussi, Mme LE BOT, mon référent pédagogique, pour son suivi et ses conseils ainsi que Mme ROUE-LE GALL pour son aide concernant les données de contamination en mercure en France.

Merci à Nathalie WESOLEK, ingénieur de recherche, pour son aide relative à la validation des plans d'échantillonnage et à la méthode probabiliste de l'évaluation de l'exposition. Son accueil, sa bienveillance mais également sa patience pour la correction des rapports ont été un appui précieux tout au long de ce mémoire.

Je remercie également, Anne-Sophie FICHEUX, doctorante en toxicologie, pour sa bonne humeur et son soutien pendant ces quatre mois au sein du laboratoire.

Je souhaite, pour terminer, remercier toutes les personnes du département de biologie de l'UBO pour leur gentillesse et leur accueil chaleureux.

Sommaire

Introduction	1
Chapitre 1 : Etat des connaissances la contamination des thons par le mercure.....	2
1 Filière thonière	2
1.1 Espèces commerciales.....	2
1.2 Zones de pêche	2
1.3 Production.....	3
1.3.1 Thon frais	3
1.3.2 Thon en conserve et produits dérivés.....	3
2 Contamination des thons par le mercure	3
2.1 Formes, propriétés et utilisations du mercure	3
2.1.1 Mercure élémentaire	4
2.1.2 Mercure inorganique	4
2.1.3 Mercure organique	4
2.2 Sources.....	4
2.3 Cycle du mercure et contamination des poissons.....	5
2.4 Paramètres d'influence de la concentration en mercure	6
3 Réglementation	7
3.1 Dans l'environnement.....	7
3.2 Dans le thon.....	7
Chapitre 2 : Validation des plans d'échantillonnage	9
1 Généralités sur les plans d'échantillonnage.....	9
1.1 Principe.....	9
1.2 Réglementation relative aux plans d'échantillonnage en Europe	9
1.3 Projet BASELINE	10
2 Validation des plans d'échantillonnage avec la méthode de Whitaker	11
2.1 Raisons du choix de la méthode statistique de validation	11

2.2	Etape 1 de la méthode : Adéquation des concentrations en mercure dans les lots à une distribution théorique	12
2.2.1	Principe	12
2.2.2	Sélection des données	13
2.2.3	Sélection des distributions théoriques à tester	14
2.2.4	Tests statistiques d'ajustement à une distribution théorique	15
2.2.5	Validation de la distribution théorique	15
2.3	Etape 2 de la méthode : Etude de la variance intra-lots	16
2.3.1	Principe	16
2.3.2	Détermination des composantes de la variance intra-lots	16
2.3.3	Etude de la relation entre la variance totale et la concentration en mercure	17
2.4	Etape 3 de la méthode : Test des plans d'échantillonnage	18
2.4.1	Principe	18
2.4.2	Choix des plans d'échantillonnage à tester	19
2.4.3	Mise au point des courbes d'efficacité	19
2.4.4	Sélection du ou des meilleurs plans d'échantillonnage	23
3	Discussion	25
3.1	Résultats pour toutes les espèces de thon.....	25
3.1.1	Thon frais	25
3.1.2	Thon en conserve.....	26
3.2	Incertitudes.....	26
Chapitre 3 : Evaluation du risque sanitaire.....		27
1	Identification des dangers	27
1.1	Principe	27
1.2	Choix des molécules d'intérêt.....	27
1.3	Toxicologie	27
1.3.1	Toxicinétique	27
1.3.2	Mécanismes d'action	28
1.3.3	Toxicodynamique – Exposition aiguë.....	29
1.3.4	Toxicodynamique – Exposition chronique.....	29

2	Etude de la relation dose-réponse.....	30
2.1	Principe.....	30
2.2	Exposition aiguë.....	31
2.3	Exposition chronique.....	31
2.3.1	Choix de l'effet critique.....	31
2.3.2	Choix de la VTR.....	31
3	Evaluation de l'exposition.....	32
3.1	Principe.....	32
3.2	Définition du contexte d'exposition.....	33
3.2.1	Populations exposées.....	33
3.2.2	Voie et médias d'exposition.....	34
3.3	Données de consommation.....	34
3.3.1	Nouveau-nés de 0 à 6 mois.....	34
3.3.2	Nourrissons de 6 mois à 2 ans.....	34
3.3.3	Individus de 3 à 79 ans (Etude INCA 2).....	35
3.3.4	Forts consommateurs de produits de la mer.....	35
3.4	Données de contamination.....	36
3.4.1	Choix des données de contamination des aliments à base de thon.....	36
3.4.2	Estimation de la concentration dans le lait maternel.....	37
3.4.3	Spéciation du mercure.....	37
3.4.4	Effet de la cuisson.....	38
3.5	Poids corporel.....	38
3.6	Calcul de l'exposition.....	39
3.6.1	Exposition aiguë au chlorure mercurique.....	39
3.6.2	Exposition chronique au mercure total et méthylmercure.....	40
4	Caractérisation du risque.....	43
4.1	Principe.....	43
4.2	Risque lié à une exposition aiguë au chlorure mercurique.....	43
4.3	Risque lié à une exposition chronique au mercure total et méthylmercure.....	43
4.3.1	Population générale.....	43
4.3.2	Consommateurs de thon uniquement.....	43

4.3.3	Forts consommateurs de produits de la mer	44
5	Discussion	44
5.1	Incertitudes	44
5.1.1	Identification du risque et choix des VTR	44
5.1.2	Paramètres d'exposition	45
5.2	Résultats de l'EQRS	47
5.3	Recommandations	48
	Conclusion	50
	Bibliographie	51
	Liste des annexes	67

Liste des sigles utilisés

AAS : spectrométrie d'absorption atomique

AAS-CV : spectrométrie d'absorption atomique en vapeur froide

AFSSA : Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments

ANAES : Agence Nationale d'Accréditation et d'Evaluation en Santé

ANSES : Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

ARfD : Dose de référence Aigüe

ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry

BCF : Bioconcentration factor

BMD : Benchmark Dose

CALIPSO : étude des Consommations Alimentaires de produits de la mer et Imprégnation aux éléments traces PolluantS et Oméga-3

CDC : Center for Disease Control

CE : Courbe d'Efficacité

CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer

CITEPA : Centre Interprofessionnel Technique d'Etude de la Pollution Atmosphérique

CSHPF : Conseil Supérieure d'Hygiène Publique de France

ddl : degré de liberté

DGAL : Direction Générale de l'Alimentation

DHE : Dose Hebdomadaire d'Exposition

DHT : Dose Hebdomadaire Tolérable

DHTP : Dose Hebdomadaire Tolérable Provisoire

DJT : Dose Journalière Tolérable

D_{obs} : valeur observée du test de Kolmogorov-Smirnov

EAT : Etude de l'Alimentation Totale française

ECOTAP : Etude du Comportement des Thonidés par l'Acoustique et la Pêche

EFSA : European Food Safety Agency

EQRS : Evaluation Quantitative du Risque Sanitaire

ERCS : Equipe de Recherche reconnue par le Conseil Scientifique

FAO : Food and Agriculture Organization

FDA : Food and Drug Administration

GMS : Grandes et Moyennes Surfaces

Hg : mercure

Hg^0 : mercure élémentaire

Hg^{2+} : ion mercurique

Hg₂²⁺ : ion mercureux
HgCl₂ : chlorure mercurique
Hgt : mercure total
IFREMER : Institut Français de Recherche pour l'exploitation de la MER
INCA 2 : étude Individuelle Nationale sur les Consommations Alimentaires 2006-2007
INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
INRA : Institut National de la Recherche Agronomique
INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques
JECFA : Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives
kg : kilogramme
Khi² : Khideux
Khi²_{obs} : valeur du test Khideux observée
KS : Kolmogorov-Smirnov
L : litre
LERCCo : Laboratoire d'Evaluation des Risques Chimiques pour le Consommateur
LTAC : Laboratoire de Toxicologie Alimentaire et Cellulaire
MeHg : Méthylmercure
N : effectif d'un échantillon
NOAEL : No-Observed Adverse Effect Level
NHANES : National Health and Nutrition Examination Survey
OMS (WHO) : Organisation Mondiale de la Santé
P₉₅ : 95^{ème} percentile
P_a : Probabilité d'acceptation du lot
pc : poids corporel
PE : Plan d'Echantillonnage
pf : poids frais
PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement
ppm : partie par million (µg/g)
ps : poids sec
R² : coefficient de détermination
RIVM : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
SFAE : Syndicat Français des Aliments de l'Enfance
SNC : Système Nerveux Central
UBO : Université de Bretagne Occidentale
UE : Union Européenne
US EPA : United States Environment Protection Agency
VTR : Valeur Toxicologique de Référence

Liste des tableaux

Tableau 1 : Facteurs de bioconcentration (BCF) du mercure inorganique et organique dans trois types de produits de la mer	6
Tableau 2: Résultats des tests Kolmogorov-Smirnov et χ^2 pour douze lots de thon albacore	15
Tableau 3 : Probabilités de rejet et d'acceptation d'un lot de thon albacore selon les différents plans d'échantillonnage testés	24
Tableau 4 : Concentrations en mercure total pour le thon frais et en conserve.....	36
Tableau 5 : Pourcentage de dépassement de la DHTP du méthylmercure <i>via</i> la consommation de thon pour les consommateurs de thon uniquement	43
Tableau 6 : Pourcentage de dépassement de la DHTP du méthylmercure <i>via</i> la consommation de thon pour les forts consommateurs de produits de la mer	44

Liste des figures

Figure 1 : Répartition des rejets de mercure liés à l'industrie manufacturière	5
Figure 2 : Réaction de la spéciation du mercure	5
Figure 3 : Plans d'échantillonnage appliqués pour la recherche du mercure total dans le thon frais (A) et dans le thon en conserve (B)	10
Figure 4 : Exemple de lots avec un taux d'incidence de contamination faible (A) et élevé (B).....	11
Figure 5 : Etapes générales de la méthode de Whitaker pour valider les plans d'échantillonnage pour l'analyse des denrées alimentaires	12
Figure 6 : Allure de la distribution observée pour la contamination en mercure des thons albacore de l'année 2004 et à partir d'un lot de 118 individus).....	14
Figure 7 : Courbe de régression de la variance totale en fonction de la concentration moyenne en Hgt dans des lots de thon albacore (N=33 lots)	18
Figure 8 : Courbes d'efficacité théoriques (A) et observées (B).....	19
Figure 9 : Courbes d'efficacité pour les différents plans d'échantillonnage composés d'un ou plusieurs thons albacore	21
Figure 10: Courbes d'efficacité pour les différents plans d'échantillonnage d'un pool de plusieurs thons albacore	22
Figure 11: Courbes d'efficacité pour les différents plans d'échantillonnage de plusieurs pools composés de plusieurs thons albacore.....	23
Figure 12 : Distribution de l'exposition chronique au mercure total pour la population de 18 à 64 ans.....	41

Introduction

La toxicité du mercure (Hg) est une préoccupation réelle depuis déjà quelques décennies. Son utilisation en thérapeutique dès l'Antiquité puis dans l'industrie a engendré une contamination de l'environnement, et donc des aliments.

Depuis, les scientifiques ont pu démontrer que l'exposition de la population se faisait essentiellement par voie alimentaire (Bensefa-Colas *et al.*, 2011). En effet, plusieurs épidémies liées à des aliments contaminés ont été recensées au Japon en 1953 et en Irak en 1960 (Thibaud, 1971). Selon l'AFSSA (Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments), les principaux vecteurs d'exposition alimentaire sont les poissons non-prédateurs (50 à 80% de l'exposition totale française) et les poissons prédateurs (requin, thon, espadon,...) (20 à 40%) (AFSSA, 2004).

Ainsi, un intérêt plus particulier est régulièrement porté sur le thon. En effet, cette espèce prédatrice, principalement consommée en France et l'une des plus contaminées, contribue d'une manière non négligeable à l'exposition alimentaire due à ce contaminant.

Cette thématique basée sur la contamination des thons par le mercure a été choisie comme axe de recherche par le Laboratoire d'Evaluation des Risques Chimiques pour le Consommateur (LERCCo), anciennement LTAC (Laboratoire de Toxicologie Alimentaire et Cellulaire). Cette unité est une ERCS (Equipe de Recherche reconnue par le Conseil Scientifique), créée le 1^{er} janvier 2012 et s'inscrivant dans de l'axe « Santé–Agro–Matière » de l'Université de Bretagne Occidentale (UBO) de Brest (Finistère, France).

Initialement, le sujet entrainé dans le projet européen BASELINE, visant à proposer de nouvelles méthodes afin de valider les plans d'échantillonnage. Aussi, une partie relative à l'évaluation des risques sanitaire liés au mercure a été greffée à ce sujet initial. Ainsi, ce mémoire a suivi les deux problématiques suivantes :

- Y-a-t-il un intérêt sanitaire à mettre en place une méthode d'échantillonnage validée au niveau européen ?
- La population française peut-elle craindre un risque pour sa santé lors d'une exposition au mercure *via* la consommation de thon ?

La première partie fait un état des lieux des connaissances de la filière thonière et de la contamination des thons par le mercure. Dans un second temps, la validation des plans d'échantillonnage de ces poissons sera étudiée. Enfin, une évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) sera menée pour l'exposition au mercure *via* l'ingestion de thon.

Chapitre 1 : Etat des connaissances la contamination des thons par le mercure

1 Filière thonière

1.1 Espèces commerciales

Le thon est un poisson dont l'importance économique n'est pas négligeable à travers le monde. En effet, le chiffre d'affaire s'élève à environ 300 millions d'euros uniquement pour la flotte européenne exploitant les thons tropicaux au début des années 2000 (Oceanic Développement, 2005).

Il existe une dizaine d'espèces de thons dans le monde, mais seulement cinq constituent l'essentiel des captures internationales (Annexe 1) : thon listao (*Kastuwonus pelamis*) (58% des thons pêchés), thon jaune ou albacore (*Thunnus albacares*) (27%), thon obèse (*Thunnus obesus*) (10%), thon germon (*Thunnus alalunga*) (5%) et thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*) (1%).

A elles seules, elles représentent 4,4 millions de tonnes pêchées en 2009 (FranceAgrimer, 2011).

1.2 Zones de pêche

Ces thons se retrouvent dans la plupart des océans (hormis le thon rouge de l'Atlantique) (Annexe 1). Ainsi, des flottes de pêche sont engagées pour capturer ces espèces et les débarquer soit dans le pays d'origine de la flotte sous forme congelée ou fraîche soit dans des pays proches de la zone de pêche pour y être transformées.

Les principaux pays capturant le thon sont l'Indonésie, le Japon, les Philippines et Taiwan. La France se situe quant à elle au 15^{ème} rang mondial (FranceAgrimer, 2011).

Pour les thons tropicaux (albacore, listao et patudo), les flottes françaises les capturent dans l'Océan Atlantique et Indien (Orthongel, 2009 ; Aquablog, 2009). Ces espèces sont donc majoritaires sur les étals des GMS (Grandes et Moyennes Surfaces). Des flottilles, proches des côtes Françaises, pêchent également du thon germon (Océan Atlantique Nord) et du thon rouge (Mer Méditerranée).

1.3 Production

1.3.1 Thon frais

Le thon frais ou surgelé est peu consommé au sein de la communauté européenne. En effet, seulement 10% des ménages effectuaient un acte d'achat de thon frais et 3% de thon surgelé en 2007 (FranceAgrimer, 2011).

Cependant, depuis quelques années, la restauration japonaise se développe, notamment en zone urbaine. Ainsi, ces restaurants commandent, de plus en plus, de thon albacore, voire patudo, pour des sushis ou sashimis.

1.3.2 Thon en conserve et produits dérivés

Le thon en conserve représente un secteur économique très développé au sein de la communauté européenne. En effet, du fait de leur capture dans des zones éloignées de l'UE et des difficultés de congélation au sein des bateaux, le thon est le plus souvent destiné à la transformation.

Ainsi, près de 90% des ménages français ont effectué un acte d'achat de thon en conserve en 2007 (FranceAgrimer, 2011).

La flotte française, basée dans les Océans Atlantique et Indien, pêche essentiellement des thons albacore et listao destinés aux conserveries des principaux pays producteurs (Côte d'Ivoire, Seychelles, Ile Maurice, Ghana, Turquie, Espagne, Italie et Madagascar). Ces entreprises produisent essentiellement pour le marché communautaire (Orthongel, 2009).

En 2009, treize entreprises françaises transformaient le thon produisant plus de 177 millions de conserves. Les principales espèces retrouvées sous forme de conserve en France sont le listao, l'albacore et le germon.

L'autre segment de la conserverie est la production de salades de thons représentant 64% des volumes de hors-d'œuvre (FranceAgrimer, 2011).

D'autres produits dérivés sont également sur le marché, tels que les rillettes ou les sandwichs à base de thon.

2 Contamination des thons par le mercure

2.1 Formes, propriétés et utilisations du mercure

Le mercure n'étant pas nécessaire à la vie humaine, il se classe dans la catégorie des métaux lourds. Il peut être retrouvé dans l'environnement sous trois formes : mercure

élémentaire, inorganique et organique. Un bref distinguo est donc utile afin de mieux appréhender ces différentes catégories.

2.1.1 Mercure élémentaire (Office fédéral de la santé publique, 2012)

Le mercure élémentaire (Hg^0) est la forme pure du mercure. Il s'agit d'un liquide hydrophobe de couleur gris. A température ambiante, une faible partie de ce mercure s'évapore en un gaz sans couleur ni odeur.

Il est retrouvé dans les thermomètres, les amalgames dentaires, certains appareils électriques, etc.

2.1.2 Mercure inorganique (Office fédéral de la santé publique, 2012)

Le mercure inorganique résulte de la combinaison d'éléments non métalliques (entres autres le chlore, soufre ou oxygène) avec du mercure oxydé (ion mercurique (Hg^{2+}) ou mercureux (Hg_2^{2+})).

Il existe donc de nombreux sels de mercure inorganique, mais les principaux sont les suivants (Maruszczak, 2010):

- L'oxyde mercurique (de formule HgO) : cristaux jaune ou rouge, peu solubles dans l'eau et instables à la lumière, à de hautes températures ainsi qu'à une teneur élevée en oxygène
- Le sulfure mercurique (HgS) ou cinabre : minéral d'extraction du mercure, sous forme cristalline rouge ou noire et insoluble dans l'eau
- Le chlorure mercurique (HgCl_2): composé cristallin nacré étant soluble dans l'eau

Ces composés (hormis le cinabre) entrent dans la composition de produits phytosanitaires, vernis de protection du bois, désinfectants,... Ils peuvent également servir à la fabrication de piles et d'électrodes.

2.1.3 Mercure organique

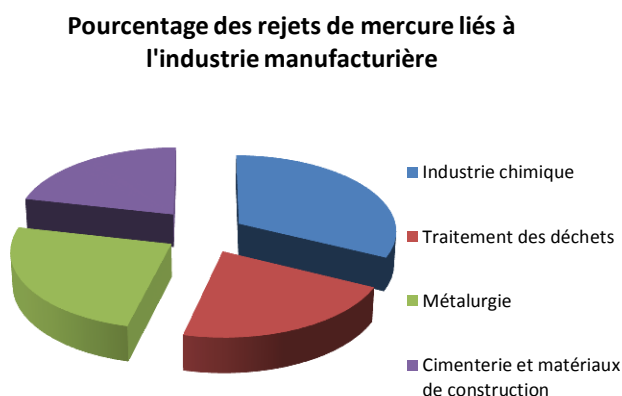
Quand les ions Hg^{2+} et Hg_2^{2+} se combinent avec un atome de carbone, les composants sont nommés « mercure organique ». Il existe un nombre important de molécules organiques issues du mercure, mais la plus connue et importante dans l'environnement est l'ion mono-méthylmercure (MeHg) de formule : CH_3Hg^+ (Cossa & Ficht, 1999). Le di-méthylmercure (peu stable) et le phénylmercure sont utilisés comme désinfectants ou références pour des tests chimiques (ATSDR, 2001).

2.2 Sources

Les sources naturelles de Hg^0 gazeux sont multiples : volcans, dégazage des sols et des eaux de surface, dégradation des minéraux et feux de forêt. Le mercure se retrouve

également naturellement dans l'écorce terrestre à environ 0,5 ppm (partie par million) (Poissant, 2002).

En 2009, plus de 5 000 tonnes rejetées dans l'atmosphère provenaient de sources naturelles ayant pour origine les lacs et océans (56% des émissions), le sol et végétaux (32%), la combustion de biomasse (13%) et les volcans (2%) (Maruszczak, 2010).



Selon le CITEPA (Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique), deux secteurs majoritaires contribuent aux rejets anthropiques de mercure : l'industrie manufacturière avec 72% de la totalité des émissions (Figure 1) et la transformation d'énergie comptant pour 23% des rejets en 2010. Enfin, une faible part (5%) revient au secteur résidentiel et tertiaire.

Figure 1 : Répartition des rejets de mercure liés à l'industrie manufacturière (d'après le CITEPA, 2012)

Même si cette répartition est restée constante entre 1990 et 2010, une forte

baisse (- 83%) a été observée du fait de la limitation de l'emploi de ce métal (CITEPA, 2012).

A partir de ces sources multiples, le mercure peut donc ensuite contaminer l'environnement (air, eau, aliments) et finalement les poissons (OMS, 2008).

2.3 Cycle du mercure et contamination des poissons

A partir des sources listées précédemment, le mercure est présent généralement sous forme de Hg^0 gazeux. Son transport est favorisé par les déplacements atmosphériques lui faisant parcourir d'importantes distances grâce à sa longue durée de vie dans l'air (1,7 ans maximum) (Courteaud, 2010).

L'ion Hg^{2+} (issu généralement de l'oxydation de Hg^0) peut ensuite se méthyler pour se transformer en MeHg monovalent ou divalent dans l'eau ou le sol (Figure 2) (Maruszczak, 2010).

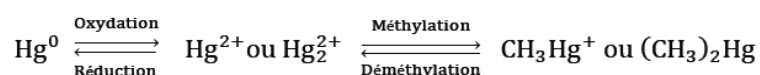


Figure 2 : Réaction de la spéciation du mercure (d'après Maruszczak, 2010)

Cette méthylation s'opère grâce à des bactéries sulfato- ou ferri-réductrices en anaérobiose (Kerin *et al.*, 2006) ou par des processus naturels conditionnés par le pH, le carbone organique dissous, la température et la présence de sulfide (Benoit *et al.*, 2003). Le mercure peut être déméthylé dans l'atmosphère par action de la lumière ou, plus rarement, de bactéries dans l'eau et le sol (Thomassin *et al.*, 2003).

Au niveau du sol, le Hg⁰ et ses dérivés sont rapidement immobilisés dans les premiers centimètres de terrain. Cependant, une remise en suspension dans l'atmosphère reste possible du fait de la volatilité du mercure élémentaire et organique.

Ces molécules sont observées ensuite dans les océans, lacs ou rivières sous forme de Hg⁰, Hg²⁺ et sous forme méthyliée, en raison du drainage des sols.

Les poissons consomment donc, ensuite, des sédiments ou d'autres produits de la mer retrouvés dans le milieu. L'absorption peut également se faire *via* les branchies lors de la filtration de l'eau (Grangeon, 2011).

Les thons, poissons prédateurs, accumulent ainsi le MeHg et les sels de mercure inorganiques dans leurs chairs. Il s'agit alors, dans ce cas, de bio-magnification puisqu'il se produit un transfert des résidus chimiques tout au long de la chaîne alimentaire (USGS, 2011 ; Barbosa *et al.*, 2003).

Le mercure se fixe au niveau des tissus musculaires par liaison aux protéines (70 à 89% du mercure total). Ainsi, il se distribue, en général, de manière homogène dans les muscles (Balshaw *et al.*, 2008).

La faculté de bio-concentrer les polluants *in vivo* est évaluée à partir du facteur BCF (BioConcentration Factor) (Tableau 1) (INERIS, 2010). Ce sont les invertébrés qui bio-accumulent le plus le mercure sous ces deux formes. Aussi, le MeHg est majoritairement bio-amplifié par les organismes vivants tels que les poissons. Du mercure inorganique peut également être retrouvé dans les tissus par un apport direct ou par la déméthylation *in vivo* du MeHg.

Tableau 1 : Facteurs de bioconcentration (BCF) du mercure inorganique et organique dans trois types de produits de la mer

	Mercure inorganique	Mercure organique
Invertébrés	140 - 12 600	110 - 70 700
Moules	2 540	13 300
Poissons	1 800 – 5 700	4 300 – 35 000

2.4 Paramètres d'influence de la concentration en mercure

Plusieurs paramètres influencent la teneur en mercure des poissons, tels que la superficie terrestre ennoyée, le volume d'eau transitant par année, la température de l'eau, la nature

des matières organiques et le régime alimentaire des poissons. Aussi, les poissons issus de la Mer Méditerranée sont plus contaminés du fait de la stagnation de l'eau sur une zone limitée.

L'augmentation des concentrations en Hg peut être due à plusieurs phénomènes : méthylation bactérienne importante, libération d'éléments nutritifs favorisant la méthylation ou érosion de particules riches en mercure (Hydro Québec, 2005). Ces mécanismes sont cependant d'une courte durée, entraînant donc une augmentation temporaire des teneurs en mercure.

Un modèle de prévision de la concentration en mercure dans les poissons marins a été mis au point par Thibaud (1992). Ainsi, il a pris en compte des paramètres tels que la concentration en Hg (eau, zooplancton, petits poissons), la consommation alimentaire, la courbe âge-poids, ...

Un autre modèle intègre quant à lui des paramètres environnementaux tels que la profondeur, le vent, la saison, la température de l'eau, la salinité, la concentration en oxygène et en chlorophylle A (Žagar *et al.*, 2007).

3 Réglementation

3.1 Dans l'environnement

Un rapport relatif à l'évaluation mondiale du mercure, édité en 2002 par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE), fait état d'inquiétants résultats (PNUE, 2005) :

- Augmentation considérable des teneurs de mercure dans l'environnement
- Persistance et circulation très importante de la substance chimique au niveau mondial
- Conséquences de l'exposition humaine très graves
- Nécessité d'intervenir à l'échelle locale, nationale et mondiale

C'est donc suite à cet état des lieux que l'Union Européenne (UE) s'est dotée d'une stratégie communautaire sur le mercure en 2005. En 2008, elle a adopté une position commune afin d'interdire les exportations de mercure métallique et son stockage.

3.2 Dans le thon

En 1972, le CSHPF (Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France) a émis un avis fixant la teneur maximale à 0,5 µg/g de poids frais (pf) pour le mercure total (Hgt) dans les poissons avec une exception à 0,7 µg Hgt/g pf pour les prédateurs.

Cependant, l'UE, par le Règlement n°1881/2006, a fixé le seuil de mercure total à 1µg/g pf pour les espèces prédatrices en s'appuyant sur les recommandations du *Codex Alimentarius* (Commission des Communautés Européennes, 2006 ; FAO/OMS, 1988).

A titre de comparaison, le Canada suit la même réglementation que l'UE hormis pour le thon en conserve où la teneur maximale s'élève à 0,5 µg/g pf (Health Canada, 2011). Au Japon, grand pays consommateur de thon, la limite en mercure total est de 0,4 µg/g et de 0,3 ppm pour le MeHg (Grosman, 2004 ; United Nations Environment Programme, 2010). Les Etats-Unis, quant à eux, fixent un seuil d'action à 1 µg/g de MeHg dans la chair de poissons (Ball, 2007).

En France, des systèmes de contrôle et de surveillance sont assurés par la DGAL (Direction Générale de l'Alimentation), en partenariat avec l'ANSES (Agence Nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail). Ils sont mis en place pour le mercure (plomb et cadmium également) afin de s'assurer de la qualité sanitaire des produits mis sur le marché français (ANSES, 2010). Ils se basent sur des plans d'échantillonnage normalisés comme cela est décrit dans le chapitre suivant.

Chapitre 2 : Validation des plans d'échantillonnage

1 Généralités sur les plans d'échantillonnage

1.1 Principe

Les Règlements n°178/2002, n°852/2004 et n°882/2004 du « paquet hygiène », relatifs aux denrées alimentaires destinées à la consommation humaine, imposent aux producteurs une obligation de résultats et non de moyens (Parlement Européen et Conseil, 2002 ; 2004a ; 2004b). Ainsi, leur responsabilité est engagée quant à la garantie de l'innocuité de leurs produits.

La principale difficulté de la surveillance des lots est la représentativité de l'échantillonnage. Malheureusement, l'intérêt pour cette thématique est souvent moins bien considéré que celui suscité par la fixation de limites réglementaires (Blanc, 2006).

Ainsi, les échantillons élémentaires prélevés au sein d'un lot doivent être représentatifs de celui-ci.

Pour cela, des plans d'échantillonnage (PE) doivent être mis en place. Ils sont définis comme étant des « instructions spécifiques qui indiquent la quantité d'unités d'échantillonnage requis afin de prendre une décision d'inspection judicieuse (acceptation ou rejet) au sujet d'un lot » (Agence Canadienne d'Inspection des Aliments, 2012).

Même si l'UE a publié des Règlements ou Directives relatifs aux PE, il est néanmoins indispensable de vérifier si la représentativité de la contamination du lot est effective.

1.2 Réglementation relative aux plans d'échantillonnage en Europe

Un PE doit fixer le nombre ou la taille des échantillons élémentaires à prélever au sein d'un lot. Ainsi, le Règlement n°836/2011, modifiant le Règlement n°333/2007, porte sur les méthodes de prélèvement des échantillons et d'analyses pour les contrôles officiels des denrées alimentaires pour plusieurs contaminants chimiques, dont le mercure (Commission Européenne, 2011).

Le plan d'échantillonnage à appliquer pour la recherche du mercure dans le thon est détaillé dans la figure 3 (Commission Européenne, 2011).

Le guide de la Commission Européenne utilise le poisson frais comme échantillon élémentaire. Au moins 100g (gramme) de chair doivent être prélevés sur chaque poisson au niveau de la partie médiane (Commission Européenne, 2007).

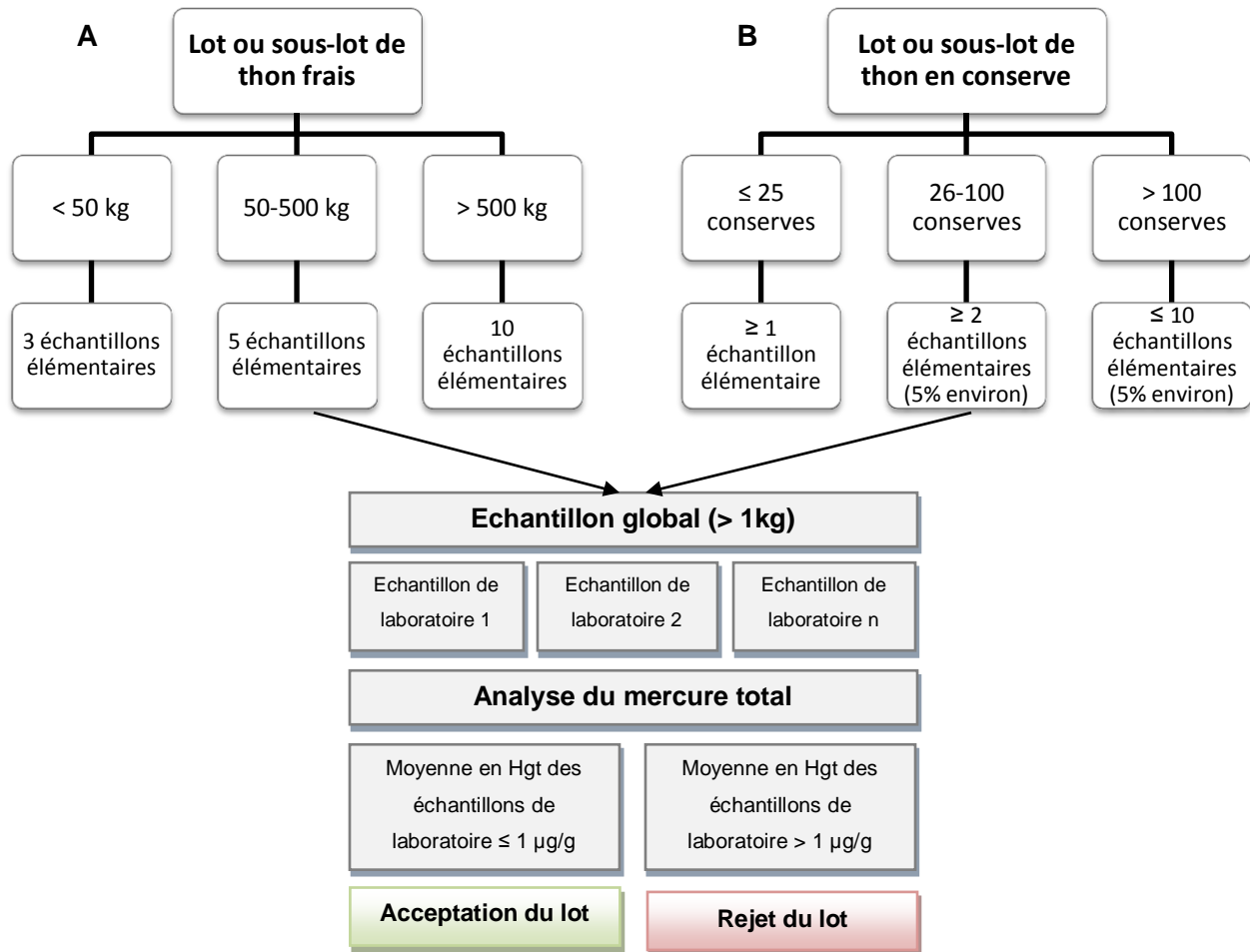


Figure 3 : Plans d'échantillonnage appliqués pour la recherche du mercure total dans le thon frais (A) et dans le thon en conserve (B) (d'après la Commission Européenne (2011) et Blanc (2006))

Les échantillons élémentaires sont ensuite poolés puis homogénéisés en un échantillon global d'au minimum un kilogramme (kg). Plusieurs échantillons de laboratoire sont ensuite prélevés à partir de cet échantillon global pour obtenir des résultats en réplicats. Finalement, la concentration en mercure dans chaque échantillon global (moyenne des teneurs en Hgt des échantillons de laboratoire) doit être inférieure ou égale à la limite réglementaire de 1 µg/g pf (Commission des Communautés Européennes, 2006).

1.3 Projet BASELINE

Ce sujet s'inscrit dans le projet européen BASELINE 2009-2013 mis en œuvre par différents acteurs (universités, agences sanitaires, industriels,...) de neuf pays de l'UE. Son objectif principal est d'harmoniser les procédures de contrôle en fournissant des stratégies d'échantillonnage validées. Au final, ces dernières induiront une évaluation plus réaliste des niveaux de contamination dans les produits alimentaires.

Plusieurs groupes d'aliments ont été choisis afin de générer de nouvelles connaissances sur l'échantillonnage vis-à-vis des contaminants microbiologiques et chimiques : produits

de la mer, œufs et ovo-produits, viandes, lait et dérivés et produits végétaux. Les résultats obtenus seront traduits en recommandations à la Commission Européenne pour améliorer la protection de la santé humaine en garantissant l'innocuité des denrées alimentaires.

Le LERCCo a déjà travaillé sur deux sujets dans le cadre du projet BASELINE : les mycotoxines dans les pistaches et les phycotoxines dans les fruits de mer. L'unité de recherche doit donc se charger d'un troisième axe portant sur la thématique de la contamination des thons par le mercure.

Pour obtenir le ou les meilleurs PE en vue d'analyses chimiques, une validation de ceux-ci doit être pratiquée selon une méthode statistique.

2 Validation des plans d'échantillonnage avec la méthode de Whitaker

2.1 Raisons du choix de la méthode statistique de validation

A ce jour, deux méthodes statistiques existent pour valider les plans d'échantillonnage des denrées alimentaires :

- La méthode non-paramétrique de Schatzki, peu utilisée en agro-alimentaire. Elle paraît plus adaptée à une incidence de contamination faible et des teneurs en contaminant très hétérogènes (peu d'aliments fortement contaminés parmi des individus non contaminés) (Figure 4.A) (exemple des aflatoxines dans les pistaches (Schatzki & DeKoe, 1999))
- La méthode paramétrique de Whitaker semble convenir à des teneurs en contaminant équivalentes et à un taux d'incidence élevé (Figure 4.B) (exemple de l'aflatoxine A dans les amandes (Whitaker *et al.*, 2007))

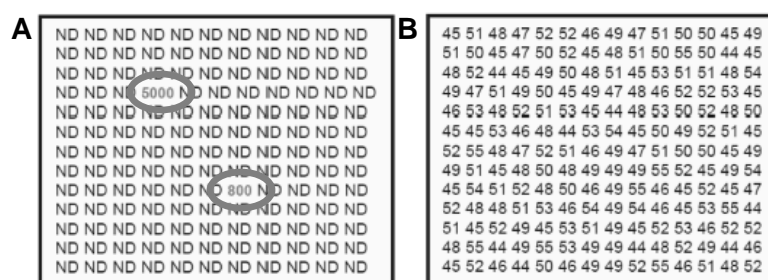


Figure 4 : Exemple de lots avec un taux d'incidence de contamination faible (A) et élevé (B) (d'après Blanc, 2006)

Généralement, les thons sont tous contaminés par le mercure à des teneurs du même ordre de grandeur ($\mu\text{g/g}$ de pf). L'incidence de la contamination est donc considérée comme élevée. Ainsi, la méthode paraissant la plus adaptée est celle de Whitaker.

Cette dernière a également été appliquée par l'ingénieur de recherche du LERCCo pour les phycotoxines dans les produits de la mer (Wesolek & Roudot, 2012). Les étapes

suivantes sont donc issues de ses travaux basés sur la méthode utilisée par Whitaker *et al.* (2007) (Figure 5).

Cette validation statistique porte sur l'ajustement des concentrations dans un lot à une distribution théorique (Etape 1) et sur l'étude de la variabilité totale en fonction de la teneur en contaminant de plusieurs lots (Etape 2). Ces deux étapes amènent à calculer les probabilités d'accepter un lot en fonction de sa teneur réelle en contaminant selon différents PE (Etape 3).

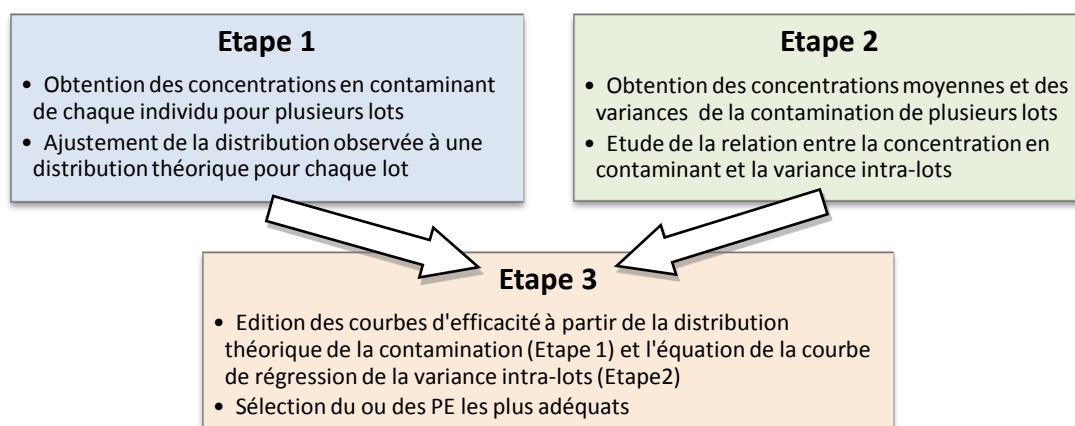


Figure 5 : Etapes générales de la méthode de Whitaker pour valider les plans d'échantillonnage pour l'analyse des denrées alimentaires

Par souci de simplicité, seuls les résultats relatifs à l'albacore frais seront présentés dans le corps du rapport afin de suivre le cheminement de la validation des plans d'échantillonnage.

Concernant les autres espèces de thon frais et en conserve, les principaux résultats seront intégrés dans les annexes et le choix des PE examiné dans la discussion.

2.2 Etape 1 de la méthode : Adéquation des concentrations en mercure dans les lots à une distribution théorique

2.2.1 Principe

Cette étape, basée essentiellement sur la recherche bibliographique, permet d'étudier la répartition des concentrations en mercure, observées dans plusieurs lots, et de les ajuster à une distribution théorique.

2.2.2 Sélection des données

Il est nécessaire d'obtenir des teneurs en mercure pour chaque thon issu d'un lot. L'objectif est de rassembler le plus de données possibles pour différents lots. Alors, la puissance statistique de l'ajustement des données observées à une distribution théorique est augmentée.

A) Caractéristiques des lots choisis

Normalement, un lot correspond à « une quantité identifiable [...], qu'elle présente des caractéristiques communes (telles que l'origine, la variété, [...]). Dans le cas du poisson, la taille de l'animal doit également être comparable » (Commission Européenne, 2011).

Cependant, au vu des caractéristiques particulières de la contamination des thons par le mercure, cette définition peut être modifiée.

En effet, la localisation du lot en un même point n'est pas obligatoire puisque le thon est un pélagique migrateur. Ainsi, ils se déplacent au sein d'un même océan ou mer entraînant une homogénéité de la contamination des poissons d'une même origine.

D'autre part, la date des prélèvements n'est pas un facteur discriminant. En effet, les concentrations en mercure retrouvées dans les thons sur une même localisation à des dates différentes ne sont pas significativement différentes (Métongo & Kouamenan, 1991 ; Krapiel *et al.*, 2003).

B) Choix de l'analyte

Même si l'étude des concentrations en MeHg, forme la plus toxique du mercure, eût été plus intéressante, le nombre de données dans la littérature reste trop faible.

Par ailleurs, la réglementation européenne ne fixe qu'une limite pour le Hgt. Ainsi, cette forme mercurielle a donc été choisie pour la validation des PE.

C) Choix de la matrice

La matrice retenue pour l'analyse du mercure est le muscle blanc, partie consommable (Adams *et al.*, 2003). En effet, le mercure se concentre à 99% de manière homogène dans les muscles (Balshaw *et al.*, 2008 ; European Food Safety Authority (EFSA), 2008).

Dans le cas où les concentrations en Hgt sont données en $\mu\text{g/g}$ de poids sec (ps), la relation suivante est utilisée pour obtenir la teneur en $\mu\text{g/g}$ de pf (Annexe 1):

$$[\text{Hgt}] (\mu\text{g/g pf}) = [\text{Hgt}] (\mu\text{g/g ps}) \times (100 - \% \text{ Humidité})$$

D) Choix des espèces

Il a été choisi de traiter les cinq espèces commerciales et les trois types de thon en conserve de manière indépendante. En effet, les origines et les concentrations en Hgt ne sont pas identiques entre ces catégories. De plus, elles illustrent bien la réalité du marché économique thonier français et européen.

E) Choix de la méthode d'analyse

Une méthode d'analyse unique doit être sélectionnée pour garantir une comparaison correcte des résultats. Ainsi, la spectrométrie d'absorption atomique couplée, ou non, à un procédé de vapeur froide (AAS ou AAS-CV) est retenue pour le reste de l'étude.

F) Publications utilisées

Finalement, les données utilisées pour l'ajustement des concentrations à une distribution théorique pour chaque espèce sont détaillées en annexe 2.

2.2.3 Sélection des distributions théoriques à tester

Pour chaque lot, un histogramme de densité de probabilité est édité afin de visualiser l'allure de la distribution et ainsi choisir les lois théoriques à ajuster.

Pour le thon albacore, la distribution de la contamination en mercure d'un lot de la Food and Drug Administration (FDA) pour l'année 2004 est représentée par l'histogramme de la figure 6. Au vu de l'asymétrie de la courbe avec une queue tendant vers la droite, la distribution se rapproche de celle de la loi Log-Normale ou Gamma (Annexe 3). Ces deux dernières sont donc analysées par l'un des deux tests d'ajustement présentés dans la partie suivante (§ 2.2.4).

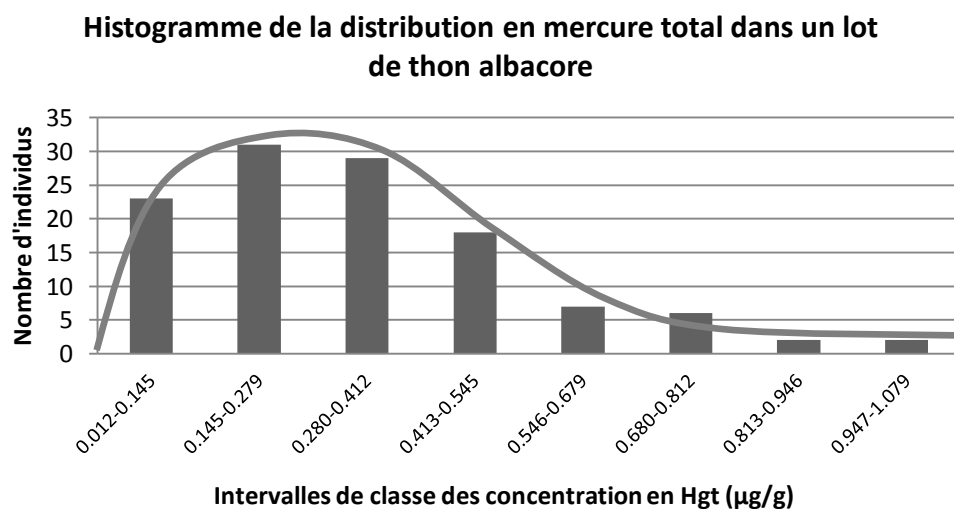


Figure 6 : Allure de la distribution observée pour la contamination en mercure des thons albacore (d'après les données de la FDA (2010) pour l'année 2004 et à partir d'un lot de 118 individus)

2.2.4 Tests statistiques d'ajustement à une distribution théorique

Deux tests d'ajustement sont utilisés selon leurs conditions d'application (Millot, 2009) :

- Test de Kolmogorov-Smirnov (KS) lorsque peu de valeurs sont répétées et quel que soit l'effectif du lot
- Test du Khideux (Khi^2) pour des échantillons d'effectif élevé ($N \geq 30$) avec de nombreuses données répétées

Si les conditions d'application sont remplies, le test préférentiel est le KS, plus puissant que le Khi^2 .

2.2.5 Validation de la distribution théorique

A partir de ces deux tests, l'hypothèse H_0 : « La distribution théorique est conforme à la distribution réelle de la variable dans la population visée » peut être acceptée quand la valeur observée du test est inférieure à la valeur seuil, avec un risque d'erreur de 5%.

La sélection du meilleur ajustement à une distribution théorique est définie par celle ayant la plus faible valeur observée du test (D_{obs} ou le Khi^2_{obs}).

Ainsi, sur douze lots de thon albacore, la distribution théorique la mieux ajustée à la contamination en Hgt est celle de la loi Gamma puisque 75% des lots sont concernés et qu'elle n'est rejetée par aucun des deux tests (Tableau 2).

Tableau 2: Résultats des tests Kolmogorov-Smirnov et Khi^2 pour douze lots de thon albacore

Test Kolmogorov-Smirnov

Publications	Effectif (N)	D_{obs} (Log-Normale)	D_{obs} (Gamma)	D_{seuil}	Choix distribution
Lot 1 - Kumar <i>et al.</i> (2003)	24	0,2635	0,2024	0,2693	Gamma
Lot 2 - FDA (2010) Année 2007	8	0,1865	0,1419	0,4543	Gamma
Lot 3 - Kojadinovic <i>et al.</i> (2006)	20	0,1219	0,1621	0,2941	Log-Normale
Lot 4 - Kojadinovic <i>et al.</i> (2006)	16	0,1533	0,1115	0,3273	Gamma
Lot 5 - Lowenstein <i>et al.</i> (2010)	25	0,1154	0,1088	0,2640	Gamma
Lot 6 - Aldrin <i>et al.</i> (1971)	171	0,0861	0,0645	0,1038	Gamma
Lot 7 - Thibaud <i>et al.</i> (1971)	16	0,1881	0,1269	0,3273	Gamma
Lot 8 - Thomson and Lee (2009)	37	0,1217	0,1925	0,2101	Log-Normale

Test Khideux

Publications	Effectif (N)	Khi^2_{obs} (Log-Normale)	Khi^2_{obs} (Gamma)	Khi^2_{seuil}	Degrés de liberté (ddl)	Choix distribution
Lot 9 - FDA (2010) Année 2004	118	6,5228	-	3,8415	1	Gamma
		-	1,9620	5,9915	2	
Lot 10 - FDA (2010) Année 2005	67	0,9811	0,5421	7,8147	3	Gamma
Lot 11 - Adams (2004)	53	4,8547	5,3669	5,9915	2	Log-Normale
Lot 12- Métongo et Kouamenan (1991)	70	7,3014	4,1347	5,9915	2	Gamma

Les résultats des tests KS ou Khi^2 et le choix de la distribution théorique pour toutes les autres espèces de thon sont présentés en annexe 4.

2.3 Etape 2 de la méthode : Etude de la variance intra-lots

2.3.1 Principe

Cette étape permet d'étudier la relation entre la variabilité de la teneur en mercure (variance intra-lots) et la concentration moyenne du contaminant dans un lot.

2.3.2 Détermination des composantes de la variance intra-lots

La variance totale intra-lots correspond à la somme des composantes suivantes (Whitaker *et al.*, 2007 ; Blanc, 2006):

- Variance due à l'échantillonnage du fait de la variabilité de la contamination interindividuelle
- Variance due au sous-échantillonnage qui correspond au choix de l'échantillon matriciel à analyser
- Variance due à l'analyse étant la différence entre plusieurs résultats d'un même échantillon analysé

Dans de nombreux cas, les erreurs induites par le sous-échantillonnage et l'analyse sont négligeables par rapport à celle due à l'échantillonnage (Blanc, 2006). Cette hypothèse doit donc être vérifiée avant de tracer les courbes de régression pour chaque espèce.

A) Pour la variance de l'échantillonnage

Il est nécessaire d'obtenir la concentration moyenne en Hgt et la variance de chaque lot de thon.

Le choix des caractéristiques d'un lot, de la matrice, de l'analyte, des espèces et de la méthode d'analyse est identique à celui effectué à l'étape 1 (§2.2.2) de ce chapitre.

Pour l'ensemble des données récoltées, toutes espèces de thon frais confondues (N=174) et de conserves (N=171), la moyenne des variances est de l'ordre de $4 \cdot 10^{-2}$ ($\mu\text{g Hgt/g}$)².

B) Pour la variance du sous-échantillonnage

La chair issue des conserves étant déjà homogénéisée lors des processus de fabrication et de traitement de l'échantillon global, elle est alors considérée comme négligeable pour le thon transformé.

Pour les thons frais, il a été démontré que la teneur en Hgt des différentes parties du muscle blanc ne différait pas statistiquement. En effet, le mercure a tendance à se concentrer uniformément dans ces muscles (Balshaw *et al.*, 2008).

C) Pour la variance analytique

Pour étudier la variance analytique, il est nécessaire d'avoir des résultats en Hgt obtenus sur plusieurs réplicats d'un même échantillon.

Pour le thon frais, seule la publication de Thomson and Lee (2009) étudie la variabilité analytique pour l'albacore. Les auteurs ont réalisé des analyses en duplicats pour cinq échantillons et en six réplicats pour un spécimen. Ainsi, une relation croissante est observée entre la concentration en mercure total et le logarithme de la variance (coefficient de détermination $R^2 = 0,91$). Cependant, elle ne correspond qu'à 5% maximum de l'erreur engendrée par l'échantillonnage.

Pour le thon en conserve de listao et albacore, cette erreur est quant à elle comprise entre 0 et $10^{-5} (\mu\text{g Hgt/g})^2$ (Cugurra & Maura, 1976 ; Thomson & Lee, 2009).

2.3.3 Etude de la relation entre la variance totale et la concentration en mercure

Les erreurs dues au sous-échantillonnage et à l'analyse semblent négligeables par rapport à la variabilité de l'échantillonnage. Ainsi, seule cette dernière est considérée comme étant la variance totale « intra-lots » afin d'être mise en relation avec la concentration moyenne en mercure de plusieurs lots.

Pour le thon albacore, cinquante lots avec leurs moyennes et variances ont été identifiés dans la bibliographie. Cependant, dix-sept lots ont été éliminés car ils ne correspondaient pas aux paramètres spécifiés dans les parties §2.2.2 et §2.3.2.

Aussi, la relation entre la concentration moyenne en Hgt de trente-trois lots et leur variance totale associée est présentée dans la figure 7.

La courbe de tendance ayant la meilleure adéquation avec le nuage de points est une fonction de type polynomiale d'ordre 2. En effet, d'après le R^2 , près de 71% des points sont expliqués par cette équation. La variance intra-lots peut donc être calculée à partir de l'équation suivante : $Variance\ estimée = 0,2631 \times [Hgt]^2 + 0,0297 \times [Hgt] + 0,0003$ afin de l'utiliser dans l'étape 3 de la méthode de Whitaker.

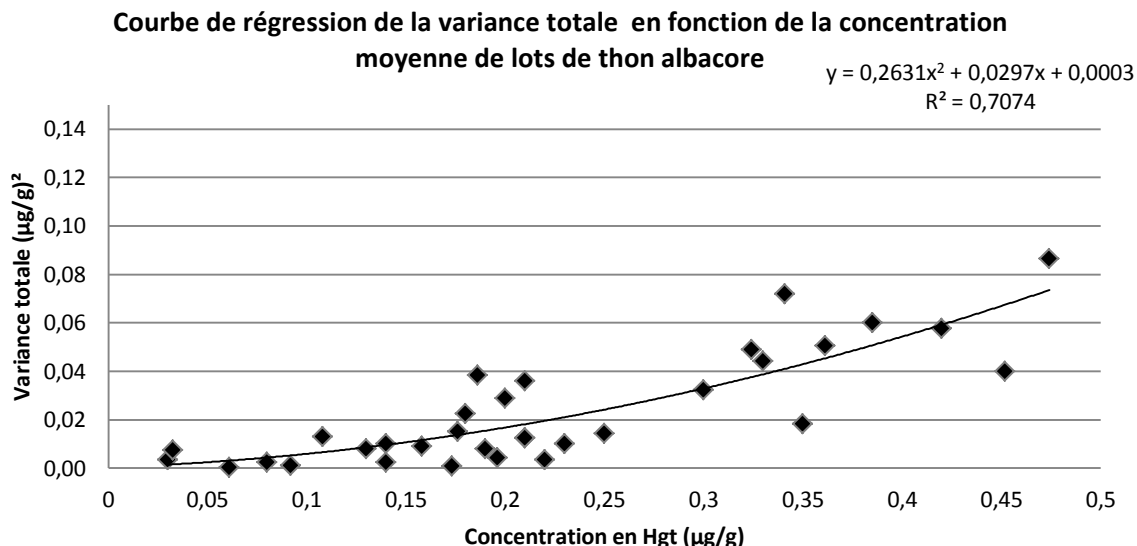


Figure 7 : Courbe de régression de la variance totale en fonction de la concentration moyenne en Hgt dans des lots de thon albacore (N=33 lots)

Le résultat des régressions pour les autres espèces est explicité en annexe 5.

Pour le thon listao, il présente une variance totale constante quel que soit la concentration en Hgt. Finalement, pour la suite de la méthode, la valeur de l'ordonnée à l'origine est utilisée, soit une variance de 7,8 (ng/g)².

2.4 Etape 3 de la méthode : Test des plans d'échantillonnage

2.4.1 Principe

Cette étape rend possible le test de plusieurs plans d'échantillonnage en évaluant leurs performances par des courbes d'efficacité (CE). Cette représentation graphique permet de visualiser la probabilité d'accepter le lot. Cette dernière correspond à la probabilité que les échantillons de laboratoire aient une teneur en Hgt inférieure ou égale au seuil réglementaire en fonction de la concentration réelle du lot.

En théorie, le plan d'échantillonnage idéal conduirait à accepter tous les lots dont la teneur en contaminant se situe au-dessous de la limite autorisée et de rejeter ceux dont la concentration est non-conforme (Blanc, 2006) (Figure 8A).

En pratique, il est observé un décalage de la CE par rapport au seuil réglementaire où deux types de risques distincts apparaissent (Figure 8B) :

- Le risque producteur si le lot, d'une concentration en Hgt conforme à la réglementation, est refusé causant un risque économique pour le pêcheur ou le distributeur de thon
- Le risque consommateur lorsque le lot est accepté alors que sa concentration est non-conforme et entraînant, ainsi, un risque pour sa santé

Le but final est de sélectionner le meilleur PE entraînant un risque minimal, pour le consommateur et le producteur, tout en garantissant une faisabilité technique et économique.

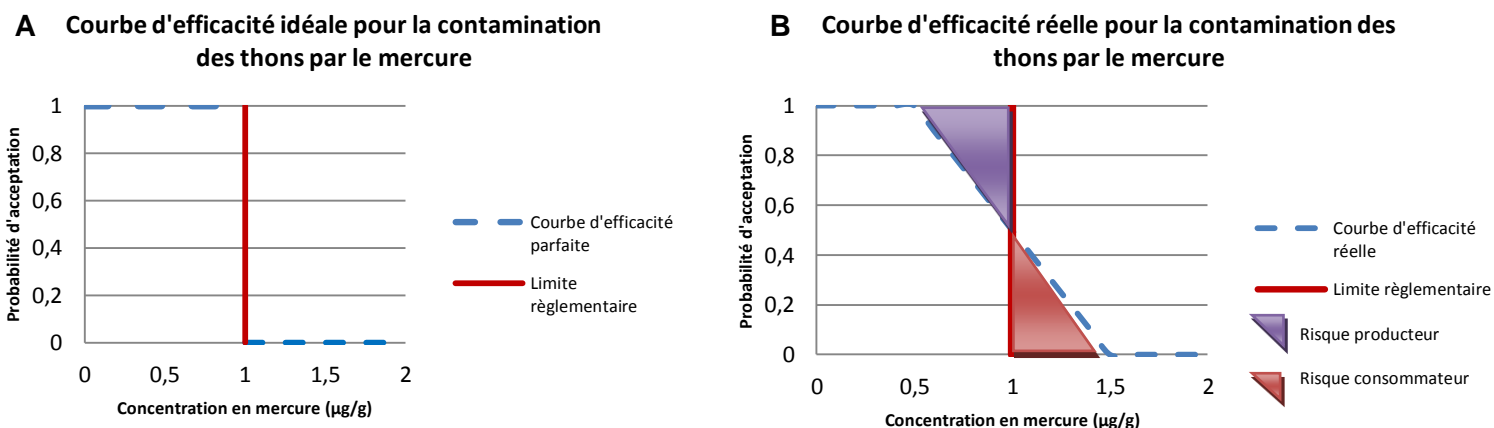


Figure 8 : Courbes d'efficacité théoriques (A) et observées (B)

2.4.2 Choix des plans d'échantillonnage à tester

La méthode de Whitaker rend possible le test de trois différentes catégories de plans d'échantillonnage :

- Analyse chimique d'un ou plusieurs individus ou conserves
- Analyse d'un pool de plusieurs individus ou conserves
- Analyse de plusieurs pools de plusieurs individus ou conserves

A partir de la réglementation imposant la prise de 3, 5 ou 10 thons frais ou de 1, 2 ou 10 conserves de thon à pooler en un échantillon global (en fonction du poids du lot ou sous-lot) (Figure 3), les PE à tester retenus sont les suivants :

- Analyse de 1, 2, 3, 5 ou 10 thons ou conserves
- Analyse d'un pool de 2, 3, 5 ou 10 thons ou conserves
- Analyse de deux pools de 2, 3 ou 5 thons ou conserves et de trois pools de 2 thons ou conserves

2.4.3 Mise au point des courbes d'efficacité

Pour tracer les CE, une gamme de concentration en mercure est établie autour de la limite réglementaire fixée à 1 µg Hgt/g pf. Ainsi, un pas de 0,1 µg/g est choisi arbitrairement pour couvrir les valeurs de contaminations comprises entre 0 et 2 µg/g.

Les CE sont ensuite éditées à partir de la probabilité d'acceptation (P_a) établie grâce aux paramètres suivants :

- la distribution théorique définie préalablement pour la contamination des thons au sein d'un lot (§2.2.5)

- la variance estimée calculée avec l'équation obtenue par la courbe de régression de la variance intra-lots (§2.3.3) pour chaque point de la gamme de concentration

En fonction des trois catégories d'échantillonnage à tester, les calculs des P_a sont différents pour la construction des CE.

A) Prélèvement pour l'analyse d'un ou plusieurs thons par lot

Dans ce cas, le lot est accepté à la seule condition que tous les échantillons aient une concentration en Hgt inférieure ou égale à la limite réglementaire.

Les P_a d'un lot de thons albacore sont obtenues en suivant la méthodologie suivante :

1. Calcul de la variance estimée (s^2) pour chaque concentration en Hgt réelle (gamme de concentration comprise entre 0 et 2 $\mu\text{g Hgt/g}$) à partir de l'équation de la courbe de régression de la variance intra-lots (§ 2.3.3) :

$$s^2 = 0,2631 \times [\text{Hgt}]^2 + 0,0287 \times [\text{Hgt}] + 0,0003$$

2. Calcul des paramètres de la distribution théorique Gamma (α et β) définie lors de l'étape 1 (§2.2.5) :

$$\alpha = \frac{\bar{x}^2}{s^2} \quad \text{et} \quad \beta = \frac{s^2}{\bar{x}}$$

Où \bar{x} est la concentration réelle du lot et s^2 la variance calculée par l'équation de la courbe de régression

3. Calcul de la P_a d'un lot à partir de l'analyse chimique d'un seul thon pour chaque concentration réelle du lot et avec la formule Excel : « loi.gamma (Valeur réglementaire (1 $\mu\text{g/g}$) ; α ; β ; 1) »

Remarque : pour les espèces dont la distribution théorique suit la loi Log-Normale, les paramètres à utiliser sont $\mu = \ln(\bar{x}) - 0,5 \times \ln(\frac{s^2}{\bar{x}^2} + 1)$ et $\sigma = \sqrt{\ln(\frac{s^2}{\bar{x}^2} + 1)}$ et la fonction Excel pour obtenir ensuite les P_a est « loi.lognormale (Valeur réglementaire ; μ ; σ) ».

4. Calcul des P_a d'un lot pour l'analyse de plusieurs thons

$$Pa_{de\ plusieurs\ thons} = (Pa_{d'un\ thon})^{NE}$$

Où NE est le nombre d'individus à analyser

Le tableau correspondant aux résultats pour le thon albacore et les CE sont détaillés respectivement en annexe 6 et en figure 9.

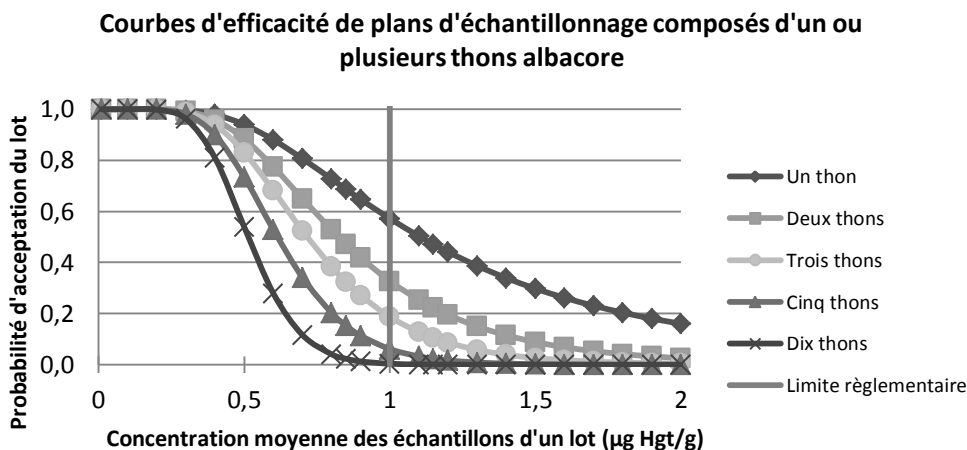


Figure 9 : Courbes d'efficacité pour les différents plans d'échantillonnage composés d'un ou plusieurs thons albacore

Lorsque le nombre de thons analysés individuellement augmente, il existe une probabilité plus élevée de refuser un lot satisfaisant et un lot non-conforme.

Ces PE sont plus protecteurs pour le consommateur. Cependant, le risque pour le producteur devient trop élevé pour son activité économique : le coût analytique est augmenté de manière très importante alors qu'il a de grandes chances de voir ses lots refusés.

Le plan d'échantillonnage le plus adéquat de cette catégorie est l'analyse chimique individuelle de dix thons. Cependant, dans ce cas, malgré un risque consommateur nul, le risque producteur est fortement augmenté dès une concentration réelle du lot à 0,4 µg Hgt/g.

B) Prélèvement pour l'analyse d'un pool de plusieurs thons par lot

Pour ce type de plan, le lot est accepté si, et seulement si, l'analyse du pool de plusieurs thons permet d'obtenir une concentration en Hgt inférieure ou égale à la limite réglementaire.

Ce PE entraîne une diminution de la variance totale du fait de l'homogénéisation de la chair de plusieurs thons. Ainsi, la variance estimée pour chaque concentration réelle d'un lot est ajustée par la formule : $S^2_{N_{ind}} = \frac{S^2}{N_{ind}}$ (8)

Où $S^2_{N_{ind}}$ est la variance de contamination en mercure au sein du pool de plusieurs thons, S^2 est la variance calculée à partir de l'équation de régression intra-lots et N_{ind} est le nombre de thons au sein d'un pool.

Les P_a d'un lot sont ensuite calculées de la même manière que pour le plan d'échantillonnage défini pour le prélèvement d'un thon.

Le tableau correspondant aux résultats pour le thon albacore et les CE sont détaillés respectivement en annexe 6 et en figure 10.

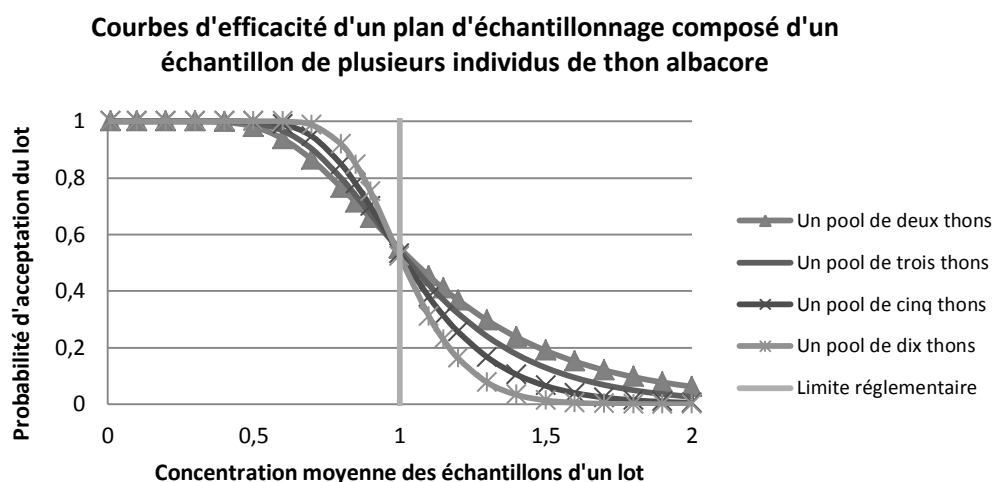


Figure 10: Courbes d'efficacité pour les différents plans d'échantillonnage d'un pool de plusieurs thons albacore

Par comparaison avec le premier type d'échantillonnage, les pentes des CE, de part et d'autre de la limite réglementaire, permettent d'accroître les probabilités d'accepter un bon lot et de refuser un lot non-conforme.

En prélevant un nombre d'individus plus important au sein d'un pool, les risques consommateur et producteur sont donc diminués.

Le meilleur plan d'échantillonnage se caractérise par l'analyse d'un pool de dix thons rendant les deux types de risque minimaux tout en réalisant une seule analyse chimique.

C) Prélèvement pour l'analyse de plusieurs pools de plusieurs thons par lot

Ici, le lot est accepté à la seule condition que les résultats en Hgt de chaque pool soient inférieurs ou égaux à la limite réglementaire en mercure total.

Les P_a d'un lot sont calculées de la même manière que le point 2.4.3. A) sauf que la variance est convertie par la formule suivante : $S^2_{NInd} = \frac{S^2}{NInd}$ et les P_a sont ajustées pour chaque plan par $Pa_{plusieurs\ pools\ de\ plusieurs\ individus} = (Pa_{calculée})^{NP}$

Où $S^2_{N_{ind}}$ est la variance de contamination en mercure au sein du pool de plusieurs thons, S^2 est la variance calculée à partir de l'équation de régression intra-lots et N_{ind} est le nombre de thons au sein d'un pool et NP est le nombre de pool à analyser.

Le tableau correspondant aux résultats pour le thon albacore et les CE sont détaillés respectivement en annexe 6 et en figure 11.

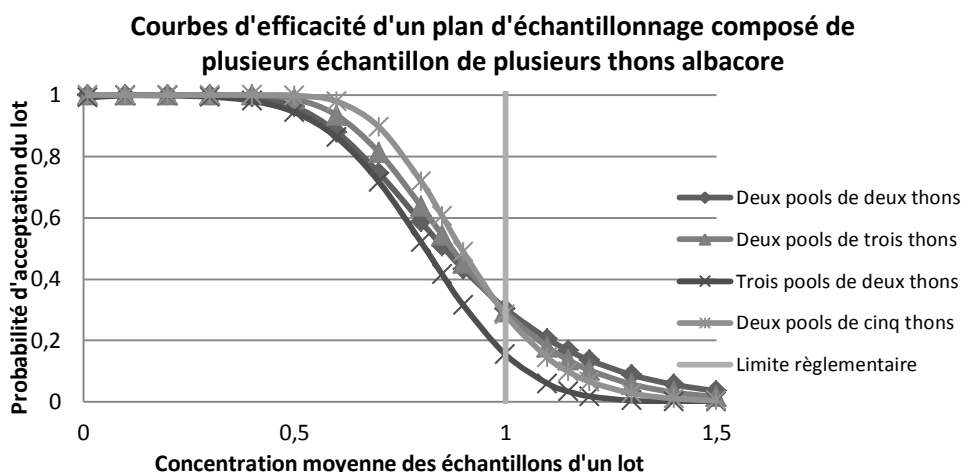


Figure 11: Courbes d'efficacité pour les différents plans d'échantillonnage de plusieurs pools composés de plusieurs thons albacore

Ce type d'échantillonnage permet de réunir les avantages de deux autres types étudiés précédemment :

- Le risque d'accepter un lot non-conforme est faible (30% au maximum lorsque la concentration réelle du lot est de 1 µg Hgt/g)
- Le risque de refuser un lot conforme est faible (environ 0% de refus du lot pour des concentrations en Hgt de 0 à 0,5 µg/g)

L'augmentation du nombre de pool permet de réduire le risque consommateur mais au détriment du risque producteur. A l'inverse, lorsque le nombre d'individus est plus élevé pour deux pools, les risques diminuent pour le producteur et le consommateur.

Ainsi, le meilleur plan d'échantillonnage se caractérise par l'analyse du mercure total sur deux pools de cinq thons albacore.

2.4.4 Sélection du ou des meilleurs plans d'échantillonnage

Après avoir étudié l'allure des CE de chaque type de PE, la meilleure méthode doit être choisie. Pour cela, les risques du producteur et du consommateur des différents PE vont être comparés entre eux afin de conclure sur la meilleure méthode d'échantillonnage.

Aussi, l'incertitude maximale de mesure tolérée par le Règlement Européen n°836/2011 (Commission Européenne, 2011) est utilisée pour comparer numériquement les risques.

$$Uf = \sqrt{\left(\frac{LOD}{2}\right)^2 + (aC)^2} = \sqrt{\left(\frac{50}{2}\right)^2 + (0,15 \times 1000)^2} = 152 \mu g/kg \approx 0,15 \mu g/g \quad (9)$$

Avec :

- Uf : incertitude maximale d'analyse tolérée
- LOD : limite de détection de la méthode d'analyse (LOD_{max} trouvée dans lors de la recherche bibliographie = 50 µg/kg)
- a : coefficient déterminé par le Règlement (a = 0,15)
- C : limite règlementaire pour le polluant (C= 1000 µg/kg)

A partir des P_a calculées et le choix de l'intervalle autour de la limite règlementaire (1 ± 0,15 µg Hgt/g), les probabilités de rejeter un lot conforme à 0,85 µg Hgt/g (P_r = 1- P_a) et d'accepter un lot à 1,15 µg Hgt/g (P_a) sont obtenues pour toutes les espèces et types de thon (Annexe 7).

Pour l'albacore, les résultats sont présentés dans le tableau 3.

Tableau 3 : Probabilités de rejet et d'acceptation d'un lot de thon albacore selon les différents plans d'échantillonnage testés

Risque	Probabilités	1 thon	2 thons	3 thons	5 thons	10 thons	1 pool de 2 thons	1 pool de 3 thons	1 pool de 5 thons	1 pool de 10 thons	2 pools de 2 thons	2 pools de 3 thons	3 pools de 2 thons	2 pools de 5 thons
Producteur	De rejet du lot à 0,85 µg/g	31%	53%	68%	85%	98%	29%	22%	26%	15%	49%	46%	59%	40%
Consommateur	D'acceptation du lot à 1,15 µg/g	47%	22%	10%	2%	0%	41%	31%	37%	23%	17%	14%	3%	10%

L'analyse chimique d'un pool de dix thons représente le meilleur PE limitant à la fois le risque producteur et le risque consommateur. En effet, dans 15% des cas, un lot conforme est refusé (risque producteur) et la probabilité d'accepter un lot non-conforme se monte à 23% (risque consommateur).

En général, le risque producteur admis est de 5% alors que le risque consommateur toléré s'élève à 10% (Codex alimentarius, 2004). Donc même si les risques obtenus semblent important, il faut rappeler qu'il s'agit d'une validation mathématique afin d'évaluer le meilleur PE parmi les autres testés.

Pour se faire une idée de la faisabilité économique, il est intéressant, pour les gestionnaires du risque, de prendre en compte le coût de revient des analyses pour un lot. Ainsi, le poids moyen et le prix au kilo sont recherchés afin d'obtenir le prix moyen d'un thon. Le prix d'une analyse de mercure total sur matrice alimentaire est quant à lui estimé à 80€ (Flett Research Ltd., 2012). Finalement, le coût complet de l'échantillonnage est approximé par la formule suivante (Annexe 8):

$$\text{Coût total} = Nb \text{ analyses} \times 80\text{€} + Nb \text{ thons} \times \text{Prix moyen d'un thon} \quad (10).$$

Lors de l'analyse d'un pool de dix thons albacore (meilleur PE), le prix de l'échantillonnage revient à environ 2 500€ pour le prélèvement de thons de 50kg. Cette valeur approximative dépend essentiellement de l'hypothèse de départ posée. En effet, il est supposé qu'il s'agit d'un prélèvement destructif de thons entiers. Le coût est réduit dans le cas d'une ponction d'une partie du muscle directement sur le bateau de pêche.

Cependant, diminuer le nombre de thons par pool, pour réduire les coûts, entraîne une augmentation du risque consommateur. Le gestionnaire du risque doit ensuite choisir le PE en privilégiant soit le paramètre sanitaire soit le paramètre économique.

3 Discussion

3.1 Résultats pour toutes les espèces de thon

3.1.1 Thon frais

Les résultats obtenus ont permis de différencier deux catégories de thons : les thons légers (germon et listao) et ceux de grande taille (albacore, patudo et rouge).

En ce qui concerne le thon germon, le meilleur plan d'échantillonnage est le pool de dix individus (risques consommateur de 2%). Contrairement à ce dernier, le thon listao nécessite le prélèvement d'un pool de deux thons afin de rendre les risques producteur et consommateur nuls. Ceci s'explique par la variance intra-lots constante quel que soit la concentration en mercure.

Le meilleur plan d'échantillonnage pour les thons de grande taille se base sur l'analyse chimique d'un pool de dix thons, avec cependant, un risque consommateur supérieur à 10% (valeur fixée par le *Codex Alimentarius*).

Quel que soit l'espèce, le choix des PE est en concordance avec ceux fixés par le Règlement n°836/2011. Seulement, le prélèvement de dix thons peut devenir difficile à réaliser pour un lot de poids faible. De ce fait, la représentativité de l'échantillonnage est évaluée et présentée dans l'annexe 9.

Pour que les échantillons soient représentatifs de la contamination par l'application du meilleur PE et de la production, le lot doit peser au minimum :

- dix tonnes pour les thons de grande taille,
- une tonne pour le thon germon,
- une demi-tonne pour le thon listao.

Les flottilles prélèvent dans l'Océan Pacifique et Atlantique près de 150 tonnes par lot (Goujon, 2012), divisibles en plusieurs sous-lots de 10 à 30 tonnes. Il est donc possible pour les organismes de surveillance d'effectuer un échantillonnage de deux ou dix thons par lot pour garantir la sécurité sanitaire du consommateur sans en faire pâtir l'activité économique du producteur.

3.1.2 Thon en conserve

Les résultats des plans d'échantillonnage sont similaires pour chacune des espèces de thon en conserve. Ainsi, dans tous les cas, la méthode la plus adaptée est l'analyse d'un pool de dix conserves avec un risque maximum de 4% pour le consommateur et le producteur. De plus, ce choix n'engendre que des coûts analytiques réduits comme présentés à titre indicatif dans l'annexe 8.

Ce PE est également en concordance avec celui fixé par le Règlement n°836/2011, si, et seulement si, une taille minimale du lot est fixée. Aussi, afin de garantir la représentativité de la contamination et de la production, le lot doit être constitué d'au minimum 200 unités (Annexe 9), fréquemment le cas dans les entreprises agro-alimentaires.

3.2 Incertitudes

La validation des plans d'échantillonnage par méthode statistique est soumise à de nombreuses incertitudes telles que

- le choix de la méthode mathématique de validation,
- l'obtention des valeurs de contaminations et de variances,
- le choix de la distribution théorique et de la courbe de régression,
- la non-sélection des erreurs dues au sous-échantillonnage et à l'analyse.

L'incertitude principale repose sur le manque de données de concentration moyenne en mercure de plus de 0,5 µg/g pf pour les thons albacore et listao. En conséquence, les équations des courbes de régression utilisées afin de calculer la variance estimée, sont approximées entre 0,5 et 2 µg/g pf.

Il s'agit donc d'une importante incertitude de la méthode. Par exemple, en ce qui pour le thon albacore, les risques calculés lors des différents PE sont donc surement surestimés.

La validation de ces plans d'échantillonnage devrait être revue à partir de nouvelles données avec une étendue des concentrations plus large que celle obtenue dans cette étude.

Chapitre 3 : Evaluation du risque sanitaire

Cette partie suit la méthodologie de l'évaluation des risques sanitaires habituellement utilisée. Les étapes suivantes seront donc étudiées (Smith, 2002) :

- Identification des dangers
- Etude de la relation dose-réponse
- Evaluation de l'exposition de la population générale et des sous-populations sensibles
- Caractérisation du risque sanitaire

1 Identification des dangers

1.1 Principe

Cette étape permet d'identifier les molécules d'intérêt pouvant provoquer des effets néfastes sur la santé humaine. Les dangers associés sont détaillés au moyen d'études bibliographiques, épidémiologiques et/ou toxicologiques.

1.2 Choix des molécules d'intérêt

Les spécificités du mercure (formes, propriétés) ont été présentées dans le chapitre 1 (§ 2.1). A partir de ces informations, le mercure élémentaire se retrouve majoritairement sous forme gazeuse, donc non-ingérable. Ainsi, seuls les sels de mercure inorganiques et organiques présentent un intérêt pour la suite de l'étude des risques sanitaires.

En général, dans les EQRS, le mercure total est complètement assimilé à du méthylmercure pour être le plus protecteur possible (European Food Safety Authority (EFSA), 2008). Cependant, le pourcentage de MeHg, et donc de mercure inorganique, par rapport au Hgt peut être quantifié à partir des données récoltées dans le chapitre 2.

En conséquence, la suite de l'étude s'intéressera au MeHg (forme majoritaire de mercure organique dans les poissons (US EPA, 2007a)) et au HgCl₂ (forme la plus courante de mercure inorganique en alimentaire (US EPA, 2007b)).

1.3 Toxicologie

1.3.1 Toxicinétique (EFSA, 2008 ; INERIS, 2010)

A) Absorption

L'absorption du mercure inorganique, par le système digestif, est d'environ 7% pour les humains. Le transport de cette forme mercurique à travers la barrière intestinale dépend essentiellement de la solubilité du composé.

Le taux d'absorption du MeHg par voie orale est évalué à 95%. Cependant, cette valeur peut diminuer à cause d'une possible association de cette molécule avec des protéines ou acides aminés.

B) Distribution

Les sels inorganiques se fixent préférentiellement au niveau des reins et du foie. Néanmoins, ils traversent difficilement la barrière hémato-encéphalique et la membrane placentaire.

Quant au MeHg, il se lie à l'hémoglobine des hématies et, plus minoritairement, aux protéines plasmatiques. Il atteint ensuite le foie, le cerveau et les reins, tout en pouvant traverser la barrière hémato-encéphalique et placentaire.

Le mercure organique et inorganique est retrouvé dans le lait maternel et les cheveux.

C) Métabolisme

Le chlorure mercurique est oxydé dans les hématies en ion mercurique par l'hydrogène peroxydase. Une partie du mercure oxydé peut également être réduit en Hg^0 par la glutathion réductase.

Le MeHg s'oxyde en ion Hg^{2+} par oxydo-réduction dans les tissus, par certaines bactéries intestinales ou par le métabolisme des hématies. Cet ion se conjugue ensuite au glutathion dans le foie afin d'améliorer sa solubilité, et donc, son excrétion.

D) Elimination

Le Hg est excrété à 80-90% dans les fèces et l'urine. Une faible part du mercure est éliminée *via* la voie pulmonaire (après réduction du mercure en Hg^0), les sécrétions (salive, bile, sueur) et le lait maternel.

Le mercure suit un processus d'élimination bi-phasique. Les molécules en excès sont éliminées rapidement, à la différence de celles stockées dans les tissus. Le mercure peut donc s'accumuler dans l'organisme humain en cas d'exposition répétée. La durée de demi-vie corporelle est relativement courte (45 jours pour l' $HgCl_2$ et 70 jours pour le MeHg) (International Agency for Research on Cancer, 1993).

1.3.2 Mécanismes d'action (ATSDR, 2004)

Le mercure induit une neuro- et une néphro-toxicité par un stress oxydatif dû à :

- une réduction de la teneur en glutathion réduit,
- une dépolarisation des membranes mitochondriales,
- la réduction du taux de nucléotides pyridiniques.

Il est admis que les neurones sont plus sensibles car leur stock de glutathion endogène est déjà fortement réduit.

Le MeHg et le HgCl₂ agissent également sur le système nerveux central (SNC) par une inhibition de la mitose et des mécanismes de transport dans les cellules en développement du cerveau. Le MeHg s'accumule préférentiellement dans le cytoplasme des cellules du SNC où il inhibe l'absorption du glutamate dans ces cellules et provoque leur gonflement. Le dysfonctionnement neuronal est une conséquence secondaire de ces perturbations (Aschner, 2000).

L'induction d'une réaction auto-immune engendrant une néphropathie est mise en évidence sans toutefois avoir déterminé les mécanismes toxiques.

1.3.3 Toxicodynamique – Exposition aiguë (EFSA, 2008 ; INERIS, 2010)

L'ingestion de HgCl₂ entraîne une insuffisance rénale, un choc hémodynamique, une défaillance cardiovasculaire ou des dommages gastro-intestinaux provoquant occasionnellement la mort.

Pour le MeHg, l'intoxication aiguë est peu documentée. Cette molécule provoque des diarrhées, irritations et brûlures du tractus gastro-intestinal.

1.3.4 Toxicodynamique – Exposition chronique (EFSA, 2008 ; INERIS, 2010)

A) Effets systémiques (non cancérogènes – non reprotoxiques)

Lors d'une exposition chronique par ingestion de HgCl₂, une néphropathie et des troubles du comportement (irritabilité et démence) sont observés.

L'exposition au MeHg par voie orale entraîne des symptômes après un long temps de latence. L'organe le plus touché est le cerveau, affectant alors les fonctions sensorielles (vue et ouïe) et de coordination musculaire. Les symptômes neurologiques observés sont multiples : fourmillements au niveau des extrémités, perte du goût, de l'odorat et de l'ouïe, irritabilité, perte de mémoire, dépression,... Ces manifestations cliniques sont associées à une dégénérescence neuronale.

B) Effets cancérogènes

Aucune donnée relative à la cancérogénicité du chlorure mercurique n'est disponible. L'UE et le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) n'ont donc pas classé

cette molécule comme cancérigène alors que l'United States Environmental Protection Agency (US EPA) l'a défini comme « Possible Human Carcinogen » (Catégorie C).

Concernant le méthylmercure, trois études menées vers la fin des années 1980 n'ont pas pu mettre en évidence une relation entre cancers et exposition. Le CIRC et l'US EPA l'ont classé respectivement dans la catégorie 2B (« Possibly carcinogenic to humans») et le groupe C (« Possible Human Carcinogen »).

C) Effets génotoxiques

Le HgCl₂ semble entraîner une génotoxicité chez l'animal : dommages sur l'ADN de fibroblastes embryonnaires ce rongeurs. Cependant, aucune donnée n'est disponible pour l'Homme. Ainsi, l'UE l'a classé dans la catégorie 3 « Effets mutagènes possibles chez l'Homme».

Le MeHg n'a pas fait l'objet d'un examen par l'UE quant à sa génotoxicité.

D) Effets sur la reproduction et le développement

Aucun effet néfaste sur la fertilité ne semble apparaître lors d'une exposition chronique au mercure inorganique. Cependant, l'exposition de l'enfant *in utero* et post-natale induit une toxicité neurologique et développementale. Le chlorure mercurique a été examiné mais n'a pas été classé par l'UE.

Des risques neurocomportementaux ainsi qu'un déficit neuropsychologique détectable dès 7 ans apparaissent après une forte exposition à du MeHg chez les femmes enceintes. Des paralysies, retards de croissance et malformations ont également été démontrées. Cette molécule n'a pas été examinée par l'UE quant à son classement dans le groupe des reprotoxiques.

2 Etude de la relation dose-réponse

2.1 Principe

L'étude de la relation dose-réponse permet d'identifier les concentrations engendrant, ou non, des effets sur la santé humaine. Ce travail se fait à partir de données accidentelles obtenues chez l'Homme ou d'études toxicologiques *in vivo* ou *in vitro*.

Le but est de sélectionner des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) établies au niveau international par des organismes tels que le JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) ou au niveau national ou régional avec l'ATSDR (Agency

for Toxic Substances and Disease Registry), l'US EPA ou le RIVM (National Institute for Public Health and the Environment).

Les VTR peuvent être différenciées en deux catégories :

- selon le type d'exposition :
 - o Dose de Référence Aigüe (ARfD) en $\mu\text{g} \cdot (\text{kg de poids corporel (pc)} \cdot \text{jour})^{-1}$: quantité d'un contaminant alimentaire qu'un individu peut ingérer en un repas sans courir de risque pour sa santé (exposition aigüe)
 - o Dose Hebdomadaire Tolérable (DJT) en $\mu\text{g} \cdot (\text{kg pc} \cdot \text{j})^{-1}$: quantité qu'un individu doit pouvoir ingérer tous les jours de sa vie sans courir un risque pour sa santé (exposition chronique)
- selon le mécanisme d'action de la molécule :
 - o Valeur sans seuil pour les substances ayant un effet génotoxique
 - o Valeur à seuil pour les molécules non génotoxiques (avec effet néoplasique ou non)

Le chlorure mercurique étant potentiellement génotoxique, le choix de la VTR devrait se porter sur une valeur sans seuil. A la différence du MeHg, où le caractère génotoxique n'a pas été mis en évidence, une VTR à seuil sera choisie.

Le choix final de la VTR dépend de la qualité de l'étude, l'espèce animale/humaine, le choix de la voie d'exposition et de l'effet toxique induit.

2.2 Exposition aigüe

L'effet critique est considéré comme étant le premier effet induit par la molécule d'intérêt. Dans le cas du HgCl_2 , l'effet toxique retenu est l'atteinte rénale, premier symptôme diagnostiqué chez les personnes intoxiquées.

Une valeur étant l'unique disponible ($7 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc} \cdot \text{jour})^{-1}$), cette VTR à seuil est donc choisie pour caractériser le risque sanitaire (Annexe 10).

Le manque de données quant à la toxicité aigüe du MeHg n'a pas permis aux organismes d'établir une VTR. L'étude du risque sanitaire lié au MeHg n'est donc pas réalisable.

2.3 Exposition chronique

2.3.1 Choix de l'effet critique

D'après la toxicodynamique du mercure (§1.3.4), le choix se porte sur les néphropathies pour le HgCl_2 et sur une neurotoxicité concernant le MeHg.

2.3.2 Choix de la VTR

L'ensemble des VTR et leur construction sont détaillés dans l'annexe 10.

Dans le cadre de cette étude, la DHT (Dose Hebdomadaire Tolérable) est préférée à la DJT du fait du caractère cumulatif du mercure et de la faible fréquence de consommation de thons (WHO, 1985).

Pour le chlorure mercurique, la construction des VTR s'étant basée sur des études sub-chroniques, la caractérisation du risque chronique ne peut donc pas être étudiée pour cette molécule.

En ce qui concerne le MeHg, la VTR choisie pour caractériser le risque est celle de l'US EPA à $0,1 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc.j})^{-1}$ (soit $0,7 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$). En effet, seul cet organisme se base sur l'approche de la BMD (Benchmark Dose) utilisant une modélisation plus réaliste de la relation dose-réponse. De plus, cette valeur est la plus protectrice parmi celles proposées et est aussi choisie par l'INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques) (INERIS, 2010).

Pour le mercure total, la DHTP de $5 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$ est utilisée, même si sa construction n'est pas expliquée dans la littérature et que l'OMS ait décidé de la retirer (JECFA/OMS, 2010). Cette unique valeur permet tout de même d'évaluer le risque pour l'ensemble du mercure dans le thon, à titre indicatif et en attendant l'établissement d'une autre VTR.

3 Evaluation de l'exposition

3.1 Principe

Cette étape permet d'évaluer de manière quantitative l'apport probable du ou des substances d'intérêt selon les voies et médias d'exposition.

Deux approches différentes, avec chacune des avantages et inconvénients, sont possibles : la méthode déterministe et la méthode probabiliste. Cette dernière est préférée du fait du meilleur réalisme de l'estimation par rapport à l'autre méthode qui surestime généralement les expositions (Kroes *et al.*, 2002).

La méthode probabiliste se base sur l'adéquation des variables (consommation, concentration et poids corporel) à une distribution paramétrique afin de prendre en compte l'incertitude des données. Un tirage aléatoire des valeurs dans chacune des distributions, correspondant à une itération, est réalisé selon la méthode de Monte Carlo. L'exposition s'obtient en combinant les différentes valeurs des distributions selon une équation. La multiplicité des itérations (au minimum 10 000) permet d'obtenir la distribution de l'exposition la plus représentative.

La simulation de l'exposition s'effectue grâce à l'add-in @risk Version 5.7 fourni par Palisade Corporation (Newfield, NY, Etats-Unis) compatible et utilisé avec Microsoft Excel® 2003. Les paramètres comme la moyenne, l'écart-type, la médiane et le 95^{ème} percentile sont obtenus à partir de la distribution de l'exposition.

Afin d'évaluer l'exposition, il est indispensable d'établir le contexte et de lister les différents paramètres nécessaires pour le calcul.

3.2 Définition du contexte d'exposition

3.2.1 Populations exposées

A) Enfants

Les nouveau-nés de 0 à 6 mois doivent normalement être allaités, selon les recommandations de l'ANAES (Agence Nationale d'Accréditation et d'Évaluation en Santé) (ANAES, 2002). Vu que le mercure passe dans le lait maternel, cette population est fortement à risque du fait de leur sensibilité élevée aux contaminants chimiques.

Les enfants de 6 mois à 8 ans sont considérés comme faisant partie de la jeune enfance selon les critères de l'OMS. Cette population est en pleine croissance cérébrale nécessitant une bonne qualité environnementale (OMS, 2009). De plus, ils démarrent leur diversification alimentaire, comme prévu par les recommandations de l'SFAE (Syndicat Français des Aliments de l'Enfance) (Batarec, 2012). Ainsi, cette catégorie d'âge, très sensible et sur laquelle la construction de la VTR en MeHg est basée, consomme potentiellement du thon.

Les adolescents de 9 à 17 ans ne sont pas considérés comme une sous-population sensible mais des risques peuvent exister.

B) Adultes

L'exposition des adultes de 18 à 64 ans est évaluée sans être considérée comme population « à risque ». Leur longue durée d'exposition entraîne une forte contribution à l'apport total en mercure « vie entière ».

Une sous-catégorie relative aux femmes en âge de procréer entre 18 et 44 ans, est rajoutée pour étudier tout effet probable sur le fœtus et les nourrissons allaités.

Les personnes âgées de plus de 65 ans sont également rajoutées pour le calcul de leur exposition aigüe et sur « vie entière ».

Les forts consommateurs de produits de la mer sont également pris en compte du fait de leur consommation importante, régulière et variée en poisson.

3.2.2 Voie et médias d'exposition

Seule l'ingestion de thon est étudiée dans ce mémoire. Ainsi, plusieurs aliments, dont le choix s'est basé sur la nomenclature des aliments de l'INCA 2 (Etude individuelle Nationale sur les Consommations Alimentaires 2006-2007), ont été retenus pour l'EQRS : les conserves au naturel ou à l'huile, le thon frais cuit ou cru, les rillettes, les salades à base de thon et les sandwiches au thon.

3.3 Données de consommation

3.3.1 Nouveau-nés de 0 à 6 mois

La quantité de lait maternel consommée par les nourrissons au cours des six premiers mois de la vie provient du Child Exposure Factors Handbook (US EPA, 2011) et est ajustée avec le poids des nourrissons français (Sempé *et al.*, 1979) (Annexe 11.1).

Une distribution triangulaire est appliquée et définie par la consommation hebdomadaire minimale de 3,5 L, médiane de 5 L et maximale de 5,2 L (Annexe 13).

3.3.2 Nourrissons de 6 mois à 2 ans

Les données brutes de consommation en thon pour cette sous-population n'étant pas disponibles, une approximation est réalisée de la manière suivante (Annexe 11.2) :

- Calcul de la consommation moyenne en thon (hors sandwiches et salades à base de thon) à partir des données brutes de l'INCA 2 pour les enfants de 3 à 10 ans
- Calcul du pourcentage de thon mangé parmi la consommation moyenne en fruits de mer (groupes d'aliments « poissons » et « crustacés ») des enfants de 3 à 10 ans (INCA 2)
- Estimation de la consommation des 0 à 2 ans en multipliant le pourcentage de thon et la consommation en fruits de mer de l'étude alimentaire américaine NHANES (National Health and Nutrition Examination Survey) réalisée entre 2003 et 2006 (US EPA, 2011)

La consommation moyenne approximée pour les 0,5 à 2 ans, sexe confondu, est de 1,9 g/semaine pour la population générale et de 10,9 g/semaine pour les consommateurs de thon uniquement. Aucune distribution ne peut être appliquée du fait de l'indisponibilité des données brutes.

3.3.3 Individus de 3 à 79 ans (Etude INCA 2)

A) Généralités sur l'étude INCA 2

L'étude INCA 2 a été réalisée par l'AFSSA (Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments) en 2006 et 2007 auprès de 4 079 individus âgés de 3 à 79 ans. Elle fournit une base de données très détaillée de la consommation alimentaire individuelle. Ces données ont été récoltées sur une semaine grâce à un carnet alimentaire par pesée (AFSSA, 2009).

B) Choix des individus

Les individus ayant sous-déclaré leur consommation et répondu à moins de six jours à l'étude sont éliminés. Ce choix permet d'être un *minima* représentatif de la consommation hebdomadaire réelle.

C) Calcul de la consommation réelle en thon

Pour les produits dérivés (salades, sandwichs et rillettes), le pourcentage de thon doit être défini afin d'obtenir la quantité réelle de cet ingrédient dans les aliments. Aussi, la recherche a été effectuée en magasin et sur les sites internet des enseignes de GMS (Leclerc, Auchan, Carrefour,...) afin d'obtenir leur composition en thon.

Une distribution triangulaire définie par le pourcentage minimum, médian et maximal a été appliquée pour chaque aliment (Annexe 13).

La consommation de chaque aliment ne peut être ajustée à une distribution paramétrique en raison du faible nombre de consommateurs dans chaque population.

3.3.4 Forts consommateurs de produits de la mer (Leblanc *et al.*, 2006)

L'étude CALIPSO (Consommations ALimentaires de Poissons et produits de la mer et Imprégnation aux éléments traces, PolluantS et Oméga-3) de l'AFSSA se base sur les forts consommateurs de produits de la mer de plus de 18 ans consommant au moins deux fois par semaine ce type d'aliment. Cette étude datant de 2003 et 2006 en partenariat avec le Ministère de l'agriculture et de la pêche et l'INRA (Institut National de la Recherche Agronomique) dans quatre régions côtières en France.

La population est représentée par 1 011 personnes différenciées en quatre sous-groupes : adultes de 18 à 64 ans hommes et femmes, personnes âgées de 65 ans et plus ainsi que les femmes en âge de procréer de 18 à 44 ans.

Leur consommation en thon est précisée en annexe 11.3. Aucune distribution n'est applicable à ces valeurs.

3.4 Données de contamination

3.4.1 Choix des données de contamination des aliments à base de thon

Les données de contaminations du thon ont été recueillies lors de la validation des plans d'échantillonnage (chapitre 2). Le choix des contaminations à utiliser s'est porté sur celles décrites dans le tableau 4.

Tableau 4 : Concentrations en mercure total pour le thon frais et en conserve

Type de thon	Espèce	Publication	Période de prélèvement	Pays	Nb d'analyses	Teneur moyenne (µg Hgt/g)	Ecart-type (µg Hgt/g)	Distribution théorique
Conserve	Albacore	(FDA, 2011a)	2007-2009	Etats Unis	54	0,185	0,208	Log-Normale*
	Listao	(FDA, 2011b)	1991-2010		551	0,128	0,135	
	Germon	(FDA, 2011b)	1991-2010		451	0,350	0,128	
Frais	Toutes espèces	(AFSSA, 2006)	1999-2005	France	346	0,370	0,393	Log-Normale**

* : Distribution théorique établie dans le chapitre 2

** : Distribution testée par un test χ^2 à partir des données de l'AFSSA

A) Thon en conserve

Pour le thon en conserve, les données américaines récentes avec un nombre d'échantillons analysés élevé, sont préférées en l'absence de valeurs françaises. De plus, les Etats Unis sont fournis généralement en conserve par les mêmes pays transformateurs et exportateurs que la France.

Le test statistique de Mann et Whitney (comparaison de deux moyennes) est réalisé entre le thon albacore et listao (Millot, 2009). La probabilité d'accepter l'hypothèse nulle H_0 : « Il n'y a pas de différence significative entre les deux moyennes » est de 0,79. Cette valeur, supérieure au seuil de 0,05, entraîne l'acceptation de l'hypothèse H_0 . Ainsi, les deux moyennes ne sont pas différentes d'un point de vue statistique au risque d'erreur de 5%. La distribution de la contamination du thon listao, pour lequel le nombre d'analyses est supérieur à celui de l'albacore, est choisie pour le calcul de l'exposition *via* la consommation de thon en conserve.

Néanmoins, le test de Mann et Whitney a démontré que le thon germon avait une teneur en Hgt statistiquement différente du listao et de l'albacore. Ainsi, si des individus ont consommé du thon blanc et que cela est précisé dans les données, la distribution de la contamination du thon germon est appliquée à la place de celle du thon listao.

Concernant les salades, sandwichs et rillettes, le thon listao est retenu. En effet, il est le moins onéreux et donc le plus utilisé pour rentrer dans la composition des produits dérivés.

De plus, pour les nourrissons de 6 mois à 2 ans, on valide cette même hypothèse. En effet, il est plus probable que les enfants consomment uniquement du thon en conserve tel quel ou dans des petits pots.

B) Thon frais

Les données de l'AFSSA sont retenues pour le thon frais car elles prennent en compte toutes les espèces de thon consommées en France avec un grand nombre d'échantillons testés sur une longue période.

3.4.2 Estimation de la concentration dans le lait maternel

Il est possible d'approximer la concentration en mercure dans la phase lipidique (INERIS, 2003) et aqueuse (US EPA, 1998) du lait maternel. Les calculs et les paramètres utilisés sont détaillés dans l'annexe 12.

La concentration médiane obtenue est de 0,79 µg Hgt/kg de lait maternel (étendue comprise entre 0,1 et 29,31 µg/kg). Ces valeurs sont en adéquation avec l'ordre de grandeur de celles trouvées dans la littérature : 1,87 µg/kg (0,1-149 µg/kg) pour des femmes vivant près de mines d'or (Cuny, 2008) et 0,6 ± 0,4 µg/kg pour des femmes Suédoises (Oskarsson *et al.*, 1996).

3.4.3 Spéciation du mercure

A) Thon frais

Au total, sept études ont étudié la teneur en Hgt et en MeHg pour dix lots de thon frais (germon, albacore et patudo) : Hisamichi *et al.* (2010), Voegborlo *et al.* (2006), Storelli *et al.* (2002), Forsyth *et al.* (2004), Chen *et al.* (2011), Yamashita *et al.* (2005) et Duarte *et al.* (2009).

Une distribution triangulaire, définie par le pourcentage en MeHg minimal de 70%, médian de 78% et maximal à 100%, est multipliée à celle de la contamination en Hgt (Annexe 13).

B) Thon en conserve

Seules trois études font état du pourcentage de MeHg vis-à-vis du Hgt dans douze lots : Forsyth *et al.* (2004), Wang *et al.* (2012) et Sirot *et al.* (2008).

Comme pour le thon frais, une distribution triangulaire est utilisée et définie par les paramètres suivants : pourcentage de MeHg minimal de 51%, une médiane à 59% et un maximum de 67% (Annexe 13).

L'hypothèse suivante est ensuite émise : le mercure total restant correspond à du mercure inorganique sous forme d'HgCl₂.

3.4.4 Effet de la cuisson

Pour le thon frais cuit, la cuisson peut entraîner une augmentation de la concentration en polluant à cause d'une diminution de la teneur en eau dans le muscle.

Trois publications font état d'une augmentation de la teneur en mercure de 4% à 25% lorsque le thon est grillé (Perello *et al.*, 2008 ; Torres-Escribano *et al.*, 2011) et de 36% si le poisson est bouilli (Ouedraogo & Amyot, 2011). Ce paramètre ne semble donc pas négligeable pour le calcul de l'exposition.

En France, le thon frais est généralement grillé à la poêle ou cuit au four. N'ayant pas de données pour ce dernier mode de cuisson, une distribution triangulaire sera utilisée pour tenir compte de la variabilité de ce paramètre à partir des valeurs relatives au thon grillé. Elle est définie par les paramètres suivants : pourcentage d'augmentation minimal de 1,04%, médian de 1,16% et maximal de 1,25% (Annexe 13).

3.5 Poids corporel

Pour les nouveau-nés, une distribution log-normale a été appliquée avec comme paramètres la moyenne et l'écart-type des poids corporels moyens entre 0 et 6 mois (Sempé *et al.*, 1979).

La distribution est tronquée sous 2,5 kg (poids minimal considéré comme normal - (Institut National de la Statistique , 2010)) et au-dessus de 7,4 kg (poids maximal de l'étude de Sempé (1979)) (Annexe 13).

En ce qui concerne les nourrissons de 6 mois à 2 ans, les données des enfants de 1 à 2 ans de l'étude de Tanguy *et al.* (2007) sont choisies. Une distribution log-normale est appliquée avec comme paramètres la moyenne et l'écart-type des valeurs médianes.

La distribution est tronquée avant 7kg et après 25kg qui sont la valeur minimale et maximale des 1 à 2 ans de l'étude utilisée (Annexe 13).

Le poids corporel individuel de la population de 3 à 79 ans est défini dans l'étude INCA 2. Pour les adultes, la variabilité au cours du temps de ce paramètre étant faible, les valeurs

observées sont ajustées à une distribution théorique par l'add-in @risk avec le test χ^2 . La distribution la plus adaptée statistiquement est utilisée pour effectuer le calcul de l'exposition (Annexe 13).

Néanmoins, pour les enfants de 3 à 17 ans, les variations de ce facteur au cours du temps étant trop élevées, l'exposition est calculée avec le poids individuel de chaque enfant.

3.6 Calcul de l'exposition

A partir des paramètres définis précédemment, les formules générales afin de calculer l'exposition sont les suivantes :

$$EI_i = \frac{Q_i \times \%T \times C_i \times (1 + Fc)}{Pc}$$

Avec :

EI_i : Exposition individuelle due à l'aliment i ($\mu\text{g} \cdot (\text{kg pc} \cdot \text{portion})^{-1}$ ou $\mu\text{g} \cdot (\text{kg pc} \cdot \text{semaine})^{-1}$)

Q_i : Consommation de l'aliment i (g/portion ou g/sem)

$\%T$: Distribution triangulaire du pourcentage en thon dans l'aliment i (sans unité)

C_i : Distribution log-normale de la concentration en contaminant dans l'aliment i ($\mu\text{g/g}$)

Fc : Distribution triangulaire relatif à l'effet de la cuisson pour le thon cuit au four (sans unité)

Pc : Poids corporel (kg pc)

En fonction du type d'exposition et des données utilisées, des facteurs peuvent être ajoutés à la formule. Dans ce cas, les nouveaux paramètres sont expliqués dans les parties d'intérêt.

3.6.1 Exposition aiguë au chlorure mercurique

A) Postulats de départ

L'exposition aiguë peut seulement être évaluée pour les consommateurs de thon de 3 à 79 ans de l'étude INCA 2. En effet, les données brutes permettent d'obtenir la taille de la portion de thon prise en une seule fois.

Il est également établi que les individus ne consomment qu'un seul aliment à base de thon en un repas et un jour puisque ce produit n'est pas de consommation courante.

B) Calcul de l'exposition aiguë

Afin de calculer l'exposition, l'EFSA a utilisé une distribution triangulaire définie par le poids de portion minimum, médian et maximal à l'occasion d'une évaluation probabiliste

de l'exposition aiguë à l'acide domoïque (EFSA, 2009). Cette méthodologie est donc appliquée car le nombre d'individus par aliment à base de thon est restreint. Il est alors impossible d'ajuster la consommation observée à une distribution théorique.

L'exposition se calcule pour chaque aliment i à partir des distributions triangulaires de la consommation et de contamination en $HgCl_2$ (Annexe 13). Seuls les 95^{èmes} percentiles sont étudiés en tenant compte de l'apport de 5% des individus les plus exposés.

Pour l'étude INCA 2, un facteur de pondération est ajouté pour redresser l'exposition de chaque individu de la population d'enfants de 3 à 17 ans ou d'adultes de 18 et plus :

$$DE_i = \frac{\sum EI_i \times P}{\sum P_i}$$

Avec :

DE_i : Dose d'Exposition journalière ou hebdomadaire moyenne *via* l'ingestion de l'aliment i ($\mu g \cdot (kg \text{ pc. portion})^{-1}$ ou $\mu g \cdot (kg \text{ pc. semaine})^{-1}$)

P : Facteur de pondération pour les individus de l'étude INCA 2 (sans unité)

P_i : Facteurs de pondération pour les individus de l'étude INCA 2 consommant l'aliment i (sans unité)

Ce facteur est obtenu à partir de la macro CALMAR éditée par l'INSEE (Institut national de la statistique et des études économiques) (INSEE, 2012). Les variables retenues par l'AFSSA pour effectuer le redressement sont les suivantes : région, taille de l'agglomération, taille du ménage, sexe, âge, profession du chef de famille et saison de l'enquête.

Pour tous les aliments, l'exposition est de l'ordre de la centaine de $ng \cdot (kg \text{ pc. portion})^{-1}$ (Annexe 14.1). L'exposition la plus élevée est celle due aux conserves au naturel atteignant $0,27 \mu g \cdot (kg \text{ pc. portion})^{-1}$.

3.6.2 Exposition chronique au mercure total et méthylmercure

A) Exposition de la population générale

Afin d'évaluer la DHE (Dose Hebdomadaire d'Exposition) de la population générale (consommateurs de thon ou non), il est nécessaire de prendre en compte le pourcentage de consommateurs (T_i) dans chaque sous-population de l'INCA 2 (Annexe 15) :

$$DHE = \sum (DE_i \times T_i)$$

L'ensemble des résultats est présenté dans l'annexe 14.2.A. La courbe de distribution de l'exposition au Hgt des adultes de 18 à 64 ans est présentée en figure 12. La valeur

médiane est de $0,047 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$ et le P_{95} à $0,124 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$.

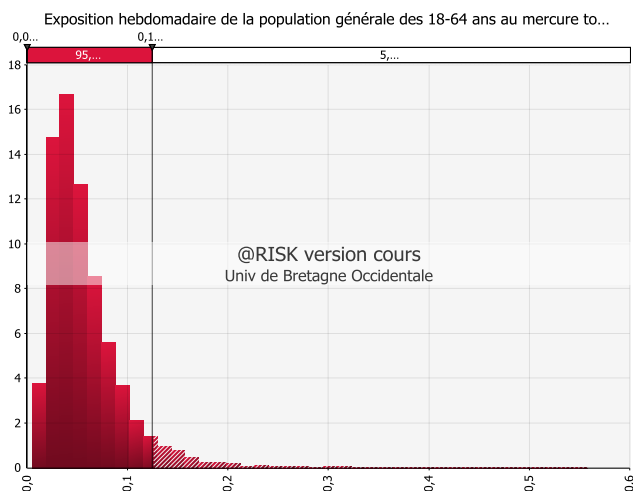


Figure 12 : Distribution de l'exposition chronique au mercure total pour la population de 18 à 64 ans

La sous-population la plus exposée au Hgt est celle des nouveau-nés de 0 à 6 mois avec une exposition médiane de $0,51 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$ allant même jusqu'à plus de $0,81 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$ pour 5% d'entre eux.

Les deux aliments contribuant majoritairement à l'exposition sont le thon cuit au four (contamination élevée) (45% de

l'exposition) et le thon en conserve (forte consommation) (45%).

Les résultats obtenus pour le thon au cours de cette étude sont en général plus élevés que ceux de l'EAT 2 (Etude de l'Alimentation Totale) définis pour la consommation totale en poisson. Cependant, l'ordre de grandeur (dizaines de $\text{ng Hgt} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$) est le même. Cette différence est due aux choix des paramètres d'exposition (données de contamination différentes, distribution pour le poids corporel des adultes et application d'un facteur « cuisson »).

Afin d'obtenir l'exposition « vie entière » de la population générale, le calcul suivant est effectué :

$$DHE_{\text{vie entière}} = \sum_1^j (DHE_{x \text{ à } y \text{ ans}} \times \frac{DE}{TP})$$

Avec j les catégories d'âge, DE la durée d'exposition de la catégorie j et TP la durée totale d'exposition (ici, 79 ans)

Ainsi, la population générale subit une exposition médiane de $49 \text{ ng Hgt} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$ dont 5% des individus sont exposés à plus de $98 \text{ ng Hgt} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$.

Les catégories d'âge les plus exposées sont les adultes de 18 à 64 ans (62% de l'exposition totale) et les enfants de 3 à 8 ans et de 9 à 17 ans ainsi que les personnes âgées (11% de l'exposition total pour chaque catégorie d'âge). L'exposition des nouveau-nés contribue à 5% à la valeur finale.

B) Exposition des consommateurs de thon uniquement

Afin d'évaluer l'exposition des consommateurs de thon uniquement, la valeur de chaque aliment est multiplié par le pourcentage de consommateurs (T_i) de cette même denrée alimentaire parmi les consommateurs de thon de chaque catégorie d'âge (Annexe 15) :

$$DHE = \sum (DE_i \times T_i)$$

Tous les résultats chiffrés sont décrits dans l'annexe 14.2.B. La sous-population la plus exposée au mercure total est celle des nouveau-nés de 0 à 6 mois avec une exposition médiane de $1,58 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$ allant même jusqu'à plus de $2,44 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$ pour 5% d'entre eux.

En comparant les expositions au MeHg avec celles obtenues par la consommation de poissons sauvages par l'AFSSA (AFSSA, 2004), le pourcentage de l'apport *via* le thon peut être calculé. Ainsi, ce poisson correspond à environ 15% de l'exposition au MeHg pour les enfants de 3 à 8 ans et les personnes âgées et d'environ 35% pour les adolescents de 9 à 17 ans et les adultes de 18 à 64 ans.

De manière identique à la population générale, l'exposition « vie entière » est calculée pour les consommateurs de thon uniquement. Ainsi, l'exposition médiane au Hgt est de $233 \text{ ng} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$ et le 95^{ème} percentile de $457 \text{ ng} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$.

Les populations les plus exposées sont les adultes de 18 à 64 ans (60% de l'exposition totale) et les enfants de 3 à 8 ans et de 9 à 17 ans ainsi que les personnes âgées (12% de l'exposition total pour chaque catégorie d'âge). L'exposition des nouveau-nés contribue à 4% à la valeur finale.

C) Exposition des forts consommateurs de produits de la mer

L'exposition chronique se calcule à partir de la consommation hebdomadaire moyenne en thon des forts consommateurs de produits de la mer issus de l'étude CALIPSO (Annexe 11.3).

L'exposition au Hgt la plus élevée est celle des femmes en âge de procréer avec un risque potentiel pour leurs enfants ($0,243 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$ en médiane et un P_{95} de $0,651 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$) (Annexe 14.2.C). Aussi, les nouveau-nés ont une exposition médiane de $1,59 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$ et 5% d'entre eux dépassent $4,49 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$.

Dans l'étude CALIPSO, le thon contribue à 19,2% dans l'exposition totale *via* les produits de la mer. En comparant les résultats de cette présente étude avec l'exposition totale de

CALIPSO ($1,48 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$), le thon représente 18,1%. Ces valeurs peuvent ainsi attester de la bonne adéquation du modèle de calcul utilisé afin d'évaluer l'exposition.

4 Caractérisation du risque

4.1 Principe

La caractérisation du risque consiste à comparer l'exposition aiguë à l'ARfD ou la DHE à la DHT. Grâce à l'add-in @risk, la probabilité de dépassement de la VTR est obtenue à partir des distributions d'exposition.

4.2 Risque lié à une exposition aiguë au chlorure mercurique

Aucun risque de dépassement de l'ARfD n'est observé dans la population de 3 à 79 ans pour tous les aliments à base de thon.

4.3 Risque lié à une exposition chronique au mercure total et méthylmercure

4.3.1 Population générale

Seuls les nouveau-nés allaités présentent une probabilité de 3,5% de dépasser la DHTP en MeHg. Cependant, la DHTP étant produite pour une exposition « vie entière », il n'est pas possible de conclure sur leur risque réel alors que l'exposition est sub-chronique.

Pour toutes les autres sous-populations, aucune exposition (même « vie entière ») n'est supérieure à la DHT de Hgt et MeHg.

4.3.2 Consommateurs de thon uniquement

Aucun risque n'est avéré pour le mercure total.

Néanmoins, un dépassement de la VTR du MeHg concerne toutes les sous-populations (Tableau 5).

Tableau 5 : Pourcentage de dépassement de la DHTP du méthylmercure *via* la consommation de thon pour les consommateurs de thon uniquement

Populations	Nouveaux-nés 0-6 mois	Nourrissons 6 mois-2 ans	Enfants 3-8 ans	Enfants 9-17 ans	Adultes 18-64 ans	Personnes âgées > 64 ans	Femmes en âge de procréer 18-44 ans
% de dépassement de la DHTP en MeHg ($0,7 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc.sem})^{-1}$)	100	0,2	2,3	0,6	0,7	0,1	0,3

La sous-population la plus à risque est celle des nouveau-nés dépassant tous la DHTP si les mères consommatrices de thon uniquement sont prises en compte.

Par contre, pour l'exposition « vie entière », seulement 0,7% des individus peuvent dépasser la VTR et potentiellement déclarer un effet neurotoxique.

4.3.3 Forts consommateurs de produits de la mer

Le dépassement de la VTR pour le Hgt est nul alors que celui relatif au MeHg est de 0,3% pour tous les forts consommateurs de produits de la mer. Ces résultats sont en accord avec ceux de l'EAT 2 précisant que moins d'1% des forts consommateurs de produits de la mer dépasse la VTR.

Un risque étant avéré pour le MeHg, les probabilités de dépasser la VTR sont décrites dans le tableau 6 pour les sous-populations de l'étude CALIPSO ainsi que pour des nouveau-nés allaités par des femmes en âge de procréer issues de l'étude.

Tableau 6 : Pourcentage de dépassement de la DHTP du méthylmercure *via* la consommation de thon pour les forts consommateurs de produits de la mer

Populations	Nouveaux-nés 0-6 mois	Adultes 18-79 ans	Adultes Hommes 18-64 ans	Adultes Femmes 18-64 ans	Personnes âgées 65 ans et plus	Femmes en âge de procréer 18-44 ans
% de dépassement de la DHTP en MeHg ($0,7 \mu\text{g} \cdot (\text{kg pc} \cdot \text{sem})^{-1}$)	90,6	0,3	0,9	1,6	0,7	1,3

Pour les nouveau-nés, la probabilité d'excéder la VTR s'élève à 91%, bien au-delà des autres sous-populations.

Chez les adultes, le risque le plus élevé concerne les femmes de 18 à 64 ans et donc celles en âge de procréer (probabilité de dépassement supérieure à 1%).

5 Discussion

5.1 Incertitudes

L'évaluation du risque conduit forcément à de nombreuses incertitudes. Elles doivent être correctement définies pour discuter du résultat final en prenant en compte des possibles sur- ou sous-estimations (Annexe 16).

5.1.1 Identification du risque et choix des VTR

Le choix des molécules est l'une des premières incertitudes. En effet, il a été supposé que le mercure total n'était que du MeHg et du HgCl_2 alors que d'autres formes mercurielles peuvent être également présentes. Cependant, il semble aujourd'hui encore difficile pour

des raisons financières et techniques de mesurer la concentration en mercure inorganique (ANSES, 2011).

De plus, seules quelques publications ont permis d'évaluer le pourcentage en MeHg et donc en HgCl₂. Le risque est donc sous-estimé si la teneur en MeHg a été incorrectement évaluée.

Le choix des VTR induit également des interrogations quant à la fiabilité des résultats. En effet, aucune VTR pour le MeHg, suite à une exposition aiguë, n'a été établie. Il est donc impossible d'évaluer le risque réel de la population. De plus, l'absence de VTR pour l'exposition chronique au HgCl₂ ne permet pas d'attester d'un risque nul pour le mercure inorganique.

Normalement, au vu de la génotoxicité probable du chlorure mercurique, une VTR sans seuil aurait été plus appropriée mais n'était pas disponible.

La construction de la DHTP de MeHg est basée sur les effets neurologiques après une exposition chronique prénatale et au cours de la jeune enfance. En effet, les organismes proposant les VTR ont préféré utiliser la population la plus sensible. L'utilisation de cette valeur n'est donc pas la plus adéquate pour évaluer les effets sur la population française entraînant une surestimation du risque essentiellement pour les enfants de plus de 8 ans et les adultes.

Une DHT pour le MeHg construite sur la base d'effets sub-chroniques aurait permis d'évaluer plus précisément le risque encouru au cours de l'allaitement des nouveau-nés, étant donné que le dépassement de la DHTP chronique est avéré.

Des effets neurologiques étant observés après une exposition au MeHg et HgCl₂, il serait alors intéressant d'évaluer l'interaction entre ces deux molécules. Cependant, l'effet toxique du chlorure mercurique étant basé sur une néphrotoxicité, cela empêche toute évaluation de co-exposition pour un effet neurotoxique. Une sous-estimation du risque sanitaire existe donc. Il faut finalement attendre l'établissement d'une VTR pour les mêmes effets afin d'affiner l'EQRS.

5.1.2 Paramètres d'exposition

Le calcul de l'exposition soulève un grand nombre d'incertitudes du fait, essentiellement, du choix des données.

A) Contexte d'exposition

Dans l'étude, il n'a pas été possible de prendre en compte, par exemple, les personnes souffrant d'une déficience de la peroxydase (plus sensibles en raison de leur difficulté à métaboliser le mercure) ou les foetus lors d'une exposition prénatale.

Les aliments choisis pour l'étude par ingestion ne sont pas exhaustifs et le choix s'est porté sur la nomenclature de l'INCA 2. D'autres denrées alimentaires à base thon, tels que les rillettes de poissons, n'ont pu être intégrées dans l'EQRS. Pour pallier à ce manque, l'utilisation d'une base de données regroupant les ingrédients des différents aliments complexes aurait été nécessaire.

De plus, les valeurs attribuées à la composition en thon des rillettes, salades et sandwiches, sont relativement imprécises. En effet, elles ne permettent pas de prendre en compte, les aliments préparés à domicile. Le type (frais ou conserve) et la quantité de thon peuvent être différents de ceux des recettes industrielles (cas des salades et sandwiches, par exemple).

A propos de l'exposition aiguë, les individus peuvent consommer deux aliments à base de thon, ou plus, en un seul repas. Il y a donc une sous-estimation du risque lié au $HgCl_2$.

B) Données de consommation

L'allaitement au cours des six premiers mois de vie sous-estime le risque pour des enfants plus âgés. En effet, la co-exposition *via* la consommation de lait maternel et d'aliments à base de thon n'a pas été prise en compte.

L'estimation de la consommation en thon pour les nourrissons de 6 mois à 2 ans engendre une incertitude très élevée sur l'exposition. Il est nécessaire d'attendre l'EAT Infantile pour connaître exactement le risque de ces individus. De plus, il n'a pas été pris en compte la consommation en thon frais, plus contaminé par les nourrissons. Il y a donc une sous-estimation du risque.

La consommation en thon dans l'étude INCA 2, établie sur une semaine, ne représente pas la consommation sur le long terme de la population française. Des modèles mathématiques (Nusser *et al.*, 1992) sont utilisables pour estimer la consommation dans la population en réduisant la variance interindividuelle mais nécessitent alors des logiciels adaptés. Autrement, une comparaison entre les données de consommation de l'INCA 2

couplées à l'étude du panel SECODIP serait un bon compromis pour évaluer la consommation sur le long terme et affiner l'EQRS.

Les habitudes alimentaires, évoluant au fil du temps, entraînent une sous-estimation de la consommation en thon frais, aliment le plus contaminé et utilisé de plus en plus dans la restauration japonaise. En outre, les études de consommation individuelle ne prennent pas en compte les personnes mangeant hors de chez eux. Dans ce cas, la consommation de thon frais et donc l'exposition est sous-estimée.

C) Contamination des denrées alimentaires

Concernant la contamination du lait maternel, les résultats ne sont pas assez fiables pour conclure précisément sur le risque des nouveau-nés. Il peut seulement être affirmé qu'un focus sur cette population serait à mener après cette étude lors d'une exposition sub-chronique.

L'effet de cuisson est, certes, à prendre en compte mais les valeurs choisies ne sont pas adaptées à la cuisson au four. De plus, le nombre de publications relatant ce phénomène sont peu nombreuses. Il est donc possible d'avoir une sur- ou sous-estimation de l'exposition pour le thon cuit.

5.2 Résultats de l'EQRS

D'après la caractérisation du risque et l'étude des incertitudes, des conclusions sur l'EQRS doivent être rendues.

La population générale française ne craint aucun risque de dépassement de la VTR du mercure total, méthylmercure et chlorure mercurique (en cas d'exposition chronique ou aiguë *via* la consommation de thon). Seulement, n'ont pas été pris en compte l'exposition prénatale et celle des personnes plus sensibles, déficientes en peroxydase, par exemple.

Concernant les consommateurs de thon, seul 0,1% de cette population encourt un risque « vie entière » d'avoir une exposition supérieure à la DHTP en méthylmercure.

Cependant, cette approche « consommateurs de thon uniquement » suppose que les individus mangent la même quantité pendant toute la durée d'exposition. Cette hypothèse reste relativement improbable, comme démontrée dans l'étude CALIPSO. En effet, les tendances diffèrent au cours du temps. Par exemple, les adultes consomment plus de thon en conserve alors que les personnes âgées préfèrent le thon frais (Leblanc *et al.*, 2006).

De la même manière, les forts consommateurs de 18 à 79 ans ont également risque sanitaire pour 0,3% d'entre eux.

Le risque d'excéder la DHTP en MeHg pour les nouveau-nés de 0 à 6 mois est élevé mais se base sur une VTR « vie entière » ne permettant pas de conclure sur le risque sub-chronique réel. Une étude relative à cette sous-population serait donc à mener dans un second temps afin d'évaluer réellement leur risque.

Les individus de plus de 8 ans ont, en réalité, un risque moindre puisque la VTR utilisée est basée sur la population la plus sensible, c'est-à-dire le fœtus et les jeunes enfants. Il est indispensable d'attendre une réévaluation de la DHT à établir à partir d'étude sur la population générale pour parfaire l'EQRS.

Même si l'absence de VTR aigüe pour le MeHg et d'une DHT chronique pour l'HgCl₂ n'a pas permis de caractériser le risque, la méthodologie décrite ci-après est utilisée à titre indicatif.

Pour le risque aigu au MeHg, la DHT chronique a été utilisée en lui appliquant un facteur 10 (soit 1µg.(kg pc.j)⁻¹). Dans ce cas, le thon au four semble être l'aliment le plus à risque (51% de dépassement de la valeur indicative fixée) et cela concernerait essentiellement les enfants de 3 à 8 ans (65% de dépassement).

Concernant le risque chronique au HgCl₂ et de manière identique que précédemment, un facteur de 0,1 est appliqué à la VTR sub-chronique de 2µg.(kg pc.j)⁻¹, établie par l'OMS (Annexe 10), soit 1,4 µg.(kg pc.sem)⁻¹. Quel que soit la population d'étude, aucun dépassement de cette valeur n'a été démontré.

Ces informations ne sont qu'informatives et attirent seulement l'attention sur le possible risque encouru lors d'une exposition aigüe au MeHg. En effet, il semble que le risque chronique au HgCl₂ soit peu probable, nécessitant cependant, une vérification lorsqu'une VTR chronique sera proposée.

A partir de ces résultats, des recommandations de consommations peuvent être proposées dans le cadre de la gestion du risque.

5.3 Recommandations

En 2006, l'AFSSA a proposé de calculer la consommation maximale théorique (CMT) d'aliments à partir de la formule suivante (AFSSA, 2006) :

$$CMT(g/sem) = \frac{(DHTP - DHE) (\mu g. (kg pc. sem)^{-1}) \times Poids corporel (kg pc)}{Concentration en mercure (\mu g/g pf)}$$

Les différentes CMT sont détaillées en annexe 17 pour le risque uniquement lié au MeHg pour les consommateurs de thon seulement. Les aliments les plus concernés par ces restrictions sont le thon en conserve et le thon frais cuit au four (§ 3.6.2).

Ainsi, la consommation maximale de thon ne doit pas dépasser 130g par semaine pour la population de 3 à 79 ans.

Toutefois, la CMT la plus stricte, de 35g par semaine, est établie pour les nourrissons de 0,5 à 2 ans, alors que celle des jeunes enfants de 3 à 8 ans est de 50g.

Ces valeurs sont plus laxistes que celles définies par l'AFSSA préconisant 60g de poissons prédateurs par semaine pour les nourrissons de moins de 3 ans et 150g par semaine pour les femmes enceintes et allaitantes (AFSSA, 2004). Cependant, aucun conseil de consommation n'est prévu vis-à-vis des enfants de 3 à 8 ans.

Pour les nouveau-nés, la consommation maximale de lait maternel devrait être de 6L par semaine. Cependant, il est impossible d'en limiter l'apport, indispensable au développement des bébés d'un point de vue nutritionnel et immunologique. Les mères allaitantes doivent donc réduire leur consommation de thon ou même s'abstenir totalement.

Ces recommandations mériteraient d'être plus largement diffusées essentiellement par le biais des médecins traitants ou du personnel médical rencontrés lors de la grossesse et après l'accouchement. Malgré le fait que des femmes enceintes soient déjà restreintes pour beaucoup d'aliments, il semble toutefois indispensable d'appliquer ces recommandations afin d'éviter tout risque neurologique pour les nouveau-nés et jeunes enfants. En effet, l'exposition la plus importante se déroule au cours des premiers mois de la vie, même si l'apport en MeHg reste ensuite relativement constant tout au long de la vie.

Cependant, consommer du poisson apporte des molécules bénéfiques pour la santé telles que sélénium (antioxydant et antitoxique du mercure), oméga-3 (prévention des maladies cardio-vasculaires) et iode (promoteur des hormones thyroïdiennes) (Deweilly *et al.*, 2006). Les bénéfices sont en général supérieurs aux risques engendrés par le mercure provenant du poisson.

Conclusion

La contamination des thons par le mercure est effectivement réelle. Cependant, cette étude a mis en évidence un faible pourcentage de poissons et de conserves dépassant le seuil réglementaire, excepté pour le thon rouge.

Néanmoins, au vu des résultats, le plan d'échantillonnage prévu par la réglementation européenne est adaptée à la filière thonière si, et seulement, si une taille minimale de lot est fixée. Cela permet de prélever dix échantillons élémentaires par lot pour toutes les espèces sauf le thon listao, où deux spécimens par lot suffisent.

Concernant l'EQRS, le risque sanitaire relatif au MeHg dû au thon est faible dans la population générale, chez les consommateurs de thon uniquement et ceux ayant une forte consommation de produits de la mer.

Les sous-populations les plus exposées sont les nouveau-nés et les jeunes enfants de 6 mois à 8 ans. Ainsi, une étude spécifique à ces individus serait intéressante à mener dans le but d'évaluer leur risque au cours d'une exposition sub-chronique.

Enfin, les recommandations préconisées dans cette étude devraient être suivies essentiellement pour les enfants de 0 à 8 ans et les femmes enceintes ou allaitantes. L'évitement total du thon, essentiellement sous forme de poisson frais cuit et en conserve au naturel, reste toutefois la meilleure solution pour réduire le risque sanitaire de ces populations à risque.

En conclusion, une mise à jour des plans d'échantillonnage du thon pour la recherche du mercure n'est pas pertinente. Des recommandations plus claires pour sensibiliser les femmes enceintes ou allaitantes ainsi que les mères de jeunes enfants serait à mettre en place afin d'optimiser la gestion du risque sanitaire lié au méthylmercure pour la consommation de thon.

Bibliographie

Articles de périodiques

ADAMS, D. H., 2004, « Total mercury levels in tunas from offshore waters of the Florida Atlantic coast », *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 49, pp. 659–667.

AL-BUSAIDI, M. *et al.*, 2011, « Toxic metals in commercial marine fish in Oman with reference to national and international standards », *Chemosphere*, Vol. 85, pp. 67-73.

ALDRIN, J., LEMAITRE, P. & FONTENEAU, A., 1973, « Teneur en mercure du Thon Albacore (*Thunnus albacares*) », *Recueil de Médecine vétérinaire*, Vol. 149, pp. 779-792.

ASCHNER, M., 2000, « Possible Mechanisms of Methylmercury Cytotoxicity », *Molecular Biology Today*, Vol. 1, n°2, pp. 43-48.

BALSHAW, S., EDWARDS, J., ROSS, K. & DAUGHTRY, B., 2008, « Mercury distribution in the muscular tissue of farmed southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*) is inversely related to the lipid content of tissues », *Food Chemistry*, Vol. 111, pp. 616-621.

BARBOSA, A. C. *et al.*, 2003, « Mercury biomagnification in a tropical black water, Rio Negro, Brazil », *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 45, pp. 235-246.

BENSEFA-COLAS, L., ANDUJAR, P. & DESCATHA, A., 2011, « Intoxication au mercure », *Revue de Médecine Interne*, Vol. 32, n°7, pp. 416-424.

BLANC, M., 2006, « Sampling : the weak link in the sanitary quality control system of agricultural products », *Molecular Nutrition & Food Research*, Vol. 50, pp. 473-479.

BOUSH, M. G. & THIELEKE, J. R., 1983, « Total mercury content in Yellowfin and Bigeye tuna », *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 30, pp. 291-297.

BURGER, J. & GOCHFELD, M., 2004, « Mercury in canned tuna : white versus light and temporal variation », *Environmental Research*, Vol. 96, pp. 239-249.

BURGER, J. & GOCHFELD, M., 2006, « Mercury in fish available in supermarkets in Illinois : Are there regional differences », *Science of the Total Environment*, Vol. 367, pp. 1010-1016.

BURGER, J. & GOCHFELD, M., 2011, « Mercury and selenium levels in 19 species of saltwater fish from New Jersey as a function of species, size and season », *Science of the Total Environment*, Vol. 409, pp. 1418-1429.

CAI, Y., ROOKER, J. R., GILL, G. A. & TURNER, J. P., 2007, « Bioaccumulation of mercury in pleagic fish in the northern Gulf of Mexico », *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 64, pp. 458-469.

CHEN, M., TENG, P., CHEN, C. & HSU, C., 2011, « Organic and total mercury levels in bigeye tuna, *Thunnus obsesus*, harvested by Taiwan vessels in the Atlantic and Indian Oceans », *Food Additives and Contaminants*, Vol. 4, n°1, pp. 15-21.

CUGURRA, F. & MAURA, G., 1976, « Mercury content in several species of marine fish ». *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, Vol. 15, n°5, pp. 568-573.

CUNY, D., 2008, « Aperçu bibliographique sur la contamination du lait maternel par les polluants environnementaux. I- Les éléments traces métalliques », *Air pur*, Vol. 75, pp. 59-65.

DUARTE, F. A. *et al.*, 2009, « Organic, inorganic and total mercury determination in fish by chemical vapor generation with collection on a gold gauze and electrothermal atomic absorption spectrometry », *Spectrochimica Acta Part B*, Vol. 64, pp. 513-519.

EFSA, 2008, « Mercury as undesirable substance in animal feed - Question N° EFSA-Q-2005-288 », *The EFSA Journal*, Vol. 654, pp. 1-76.

EFSA, 2009, « Scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain on a request from the European Commission on marine biotoxins in shellfish - Domoic acid », *The EFSA journal*, Vol. 1181, pp. 1-61.

FOCARDI, S., 2012, « Levels of mercury and polychlorobiphenyls in commercial food in Siena Province (Tuscany, Italy) in the period 2001-2010 », *Microchemical Journal*, In press.

FORSYTH, D. S., CASEY, V., DABEKA, R. & MCKENZI, A., 2004, « Methylmercury levels in predatory fish species marketed in Canada », *Food Additives and Contaminants*, Vol. 21, n°9, pp. 849-856.

FRANCEAGRIMER, 2011, « Le marché mondial du thon - Production et échanges - Zoom sur le marché Français », *Pêche/Aquaculture*, Vol. 2, pp. 1-8.

GARCÍA-HERNÁNDEZ, J. *et al.*, 2007, « Total mercury content found in edible tissues of top predator fish from the Gulf of California, Mexico », *Toxicology and Environmental Chemistry*, Vol. 89, n°3, pp. 507-522.

GERSTENBERGER, S. L., Martison, A. & Kramer, J. L., 2010, « An evaluation of mercury concentrations in three brands of canned tuna », *Environmental Chemistry*, Vol. 29, n°2, pp. 237-242.

GIMÉNEZ-CASALDUERO, F. & SANCHEZ-JEREZ, P., 2006, « Fattening rate of bluefin tuna *Thunnus thynnus* in two Mediterranean fish farms », *Cybium*, Vol. 30, n°1, pp. 51-56.

GOUJON, M., 2012, *Communication Personnelle*

GREIG, R. & KRZYNOWEK, J., 1979, « Mercury concentrations in three species of tunas collected from various oceanic waters », *Bulletion of Environmental Contamination*, Vol. 22, pp. 120-127.

HARDISSON, A., GONZALES-PADRON, A., DE BONIS, A. & SIERRA, A., 1999, « Determination of mercury in fish by cold vapor atomic absorption spectrometry », *Atomic spectroscopy*, Vol. 20, n°5, pp. 191-193.

HISAMICHI, Y., HARAGUCHI, K. & ENDO, T., 2010, « Levels of mercury and organochlorine compounds and stable isotope ratios in three tuna species taken from different regions of Japan », *Environmental Science & Technology*, Vol. 44, pp. 5971-5978.

HOLLOMAN, E. L. & NEWMAN, M. C., 2010, « A community-based assessment of seafood consumption along the lower James River, Virginia, USA: Potential source of dietary mercury exposure », *Environmental Research*, Vol. 110, pp. 213-219.

KANEKO, J. J. & RALSTON, N. V., 2007, « Selenium and mercury in pelagic fish in the Central North Pacific near Hawaii », *Biological Trace Element Research*, Vol. 119, pp. 242-254.

KERIN, E. J. *et al.*, 2006, « Mercury methylation by dissimilatory Iron-reducing bacteria », *Environmental microbiology*, Vol. 72, n°12, pp. 7919-7921.

KHODABUX, K. *et al.*, 2007, « Chemical and near-infrared determination of moisture, fat and protein in tuna fishes », *Food chemistry*, Vol. 102, n°3, pp. 669-675.

KOJADINOVIC, J. *et al.*, 2006, « Mercury content in commercial pelagic fish and its risk assesment in the Western Indian Ocean », *Science of the Total Environment*, Vol. 366, pp. 688-700.

KRAEPIEL, A. M. *et al.*, 2003, « Sources and variations of mercury in tuna », *Environmental Science and Technology*, Vol. 37, pp. 5551-5559.

KROES, R. *et al.*, 2002, « Assessment of intake from the diet », *Food and Chemical toxicology*, Vol. 40, pp. 327-385.

LICATA, P. *et al.*, 2005, « Heavy metals in liver and muscle of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught in the straits of Messina (Sicily, Italy) », *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 107, pp. 239-248.

LOWENSTEIN, J. H. *et al.*, 2010, « DNA barcodes reveal species-specific mercury levels in tuna sushi that pose a health risk to consumers », *Biology Letters*, Vol. 6, pp. 692-695.

MATTHEWS, A. D., 1983, « Mercury content of commercial important fish of the Seychelles and their mercury levels of a selected part of the population », *Environmental Research*, Vol. 30, pp. 305-312.

MEDEIROS, R. J., MARSICO, E., SAO CLEMENTE, S. & FERREIRA, M., 2006, « Distribuição do metal mercurio em atum (*Thunnus albacares*) e pescada bicuda (*Cynoscion microlepidotus*) capturados no litoral do Rio de Janeiro, Brasil », *The Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, Vol. 60, n°3, pp. 656-662.

MENASVETA, P. & SIRIYONG, R., 1976, « Mercury content of several predacious species in the Andaman Sea », *Journal of The Science Society of Thailand*, Vol. 2, pp. 185-194.

METONGO, B. & KOUAMENAN, K., 1991, « Concentrations en mercure dans les muscles de thons albacore (*Thunnus albacares*) du Golfe de Guinée (1987-1988) », *Journal Ivoirine d'Océanologie*, Vol. 1, n°1, pp. 1-8.

MORALES-NIN, B. & FORTUNO, J. M., 1990, « Mercury body burden and otolith characteristics of bluefin tuna from the northwest Mediterranean (Balearic Sea) », *Science Marine*, Vol. 54, n°3, pp. 277-285.

MORRISSEY, M. T., RASMUSSEN, R. & OKADA, T., 2004, « Mercury Content in Pacific Troll-Caught », *Journal of Aquatic Food Product Technology*, Vol. 13, n°4, pp. 41-52.

ORDIANO-FLORES, A., GALVÁN-MAGAÑA, F. & ROSILES-MARTÍNEZ, R., 2011, « Bioaccumulation of mercury in muscle tissue of Yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, of the Eastern Pacific Ocean », *Biological Trace Element Research*, Vol. 144, pp. 606-620.

ORTEGA-GARCÍA, J. A. *et al.*, 2009, « Estimated intake levels of methylmercury in children, childbearing age and pregnant women in Mediterranean region, Murcia, Spain », *European Journal of Pediatrics*, Vol. 168, pp. 1075-1080.

OSKARSSON, A. *et al.*, 1996, « Total and inorganic mercury in breast milk in relation to fish consumption and amalgam in lactating women », *Archives of Environmental Health*, Vol. 51, n°3, pp. 234-241.

OUEDRAOGO, O. & AMYOT, M., 2011, « Effects of various cooking methods and food components on bioaccessibility of mercury from fish », *Environmental Research*, Vol. 111, pp. 1064-1069.

PERELLO, G., MARTI-CID, R., LLOBET, J. M. & DOMINGO, J. L., 2008, « Effects of various cooking processes on concentrations of arsenic, cadmium, mercury and lead in foods », *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, Vol. 56, pp. 11262-11269.

POISSANT, L., 2002, « Les échanges surface-atmosphère du mercure gazeux dans l'écosystème lac Ontario/fleuve Saint-Laurent », *Revue des sciences de l'eau*, Vol. 15, pp. 229-239.

RASMUSSEN, R. S. & MORRISSEY, M. T., 2007, « Effects of canning on total mercury, protein, lipid, and moisture content in troll-caught albacore tuna (*Thunnus alalunga*) », *Food Chemistry*, Vol. 101, pp. 1130-1135.

RELINI, L. O. *et al.*, 2007, « Growth in length and weight and mercury content in small fattened bluefin tuna », *Rapport de Communication Interne - Mer Méditerranée*, Vol. 38, p. 297.

RUELAS-INZUNZA, J. *et al.*, 2011, « Total mercury in canned yellowfin tuna *Thunnus albacares* marketed in northwest Mexico », *Food and Chemical Toxicology*, Vol. 49, pp. 3070-3073.

SCHATZKI, T. F. & DEKOE, W. J., 1999, « Distribution of Aflatoxin in Pistachios. 6. Seller's and Buyer's Risk », *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, Vol. 47, n°9, pp. 3771-3776.

SIROT, V. *et al.*, 2008, « Methylmercury exposure assessment using dietary and biomarker data among frequent seafood consumers in France CALIPSO study », *Environmental Research*, Vol. 107, n°1, pp. 30-38.

SMITH, M., 2002, « Food Safety in Europe (FOSIE) : A risk assessment of chemicals in food and diet : overall introduction », *Food and Chemical Toxicology*, Vol. 40, n°2-3, pp. 141-144.

STORELLI, M., GIACOMINELLI STUFFLER, R. & MARCOTRIGIANO, G., 2002, « Total and methylmercury residues in tuna-fish from Mediterranean Sea », *Food Additives and Contaminants*, Vol. 19, n°8, pp. 715-720.

STORELLI, M. & MARCOTRIGIANO, G., 2004, « Content of mercury and cadmium in fish (*Thunnus alalunga*) and cephalopods (*Eledone moschata*) from the south-eastern Mediterranean Sea », *Food Additives and Contaminants*, Vol. 21, n°11, pp. 1051-1056.

TANGUY, J., ZEGHNOUN, A. & DOR, F., 2007, « Description du poids corporel en fonction du sexe et de l'âge dans la population française », *Environnement Risques & santé*, Vol. 6, n°3, pp. 179-187.

THIBAUD, Y., 1971, « Teneur en mercure dans quelques poissons de consommation courante », *Sciences et Pêche*, Vol. 209, pp. 1-10.

THIBAUD, Y., 1992, « Utilisation du modèle de Thomann pour l'interprétation des concentrations en mercure de poissons de l'Atlantique », *Aquatic Living Resources*, Vol. 5, pp. 57-80.

TORRES-ESCRIBANO, S. *et al.*, 2011, « Influence of mercury bioaccessibility on exposure assessment associated with consumption of cooked predatory fish in Spain », *Journal of Science Food and Agriculture*, Vol. 91, pp. 981-986.

VLIEG, P. & MURRAY, T., 1988, « Proximate composition of albacore tuna, *Thunnus alalunga*, from the temperate South Pacific and Tasman Sea », *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, Vol. 22, n°4, pp. 491-496.

VOEGBORLO, R. B. *et al.*, 2006, « Total Mercury and Methylmercury Accumulation in the Muscle Tissue of Frigate (*Auxis thazard thazard*) and YellowFin (*Thunnus albacares*) Tuna from the Gulf of Guinea, Ghana », *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 76, pp. 840-847.

WANG, Z. *et al.*, 2012, « Comparison of Two Analytical Methods for the Analysis of Methylmercury in Fish », *Food Analytical Methods*, In press.

WHITAKER, T. B., SLATE, A., HURLEY, M. J. & GIESBREICHT, F. G., 2007, « Sampling almonds for Aflatoxin, Part II : Estimating risks associated with various sampling plan designs », *Journal of AOAC International*, Vol. 90, n°3, pp. 778-785.

WHO, 1985, « Guidelines for the study of dietary intakes of chemical contaminants », *Offset publication*, Vol. 87, pp. 1-102.

YAMASHITA, Y. *et al.*, 2011, « Selenoneine, total selenium, and total mercury content in the muscle of fishes », *Fisheries Science*, Vol. 77, pp. 679-686.

YAMASHITA, Y., OMURA, Y. & OKAZAKI, E., 2005, « Total mercury and methylmercury levels in commercial important fishes in Japan », *Fisheries science*, Vol. 71, pp. 1029-1035.

ŽAGAR, D. *et al.*, 2007, « Modelling of mercury transport and transformations compartment of the Mediterranean Sea », *Marine Chemistry*, Vol. 107, pp. 64-88.

ZOOK, E. G. *et al.*, 1976, « National marine fisheries service preliminary survey of selected seafoods for mercury, lead, cadmium, chromium and arsenic content », *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, Vol. 24, n°1, pp. 47-53.

Ouvrages

AFSSA, 2009, *Etude individuelle nationale des consommations alimentaires 2 (INCA 2) 2006-2007*, 1^{ère} éd., Maisons-Alfort: AFSSA, 228 p.

ANSES, 2011, *Etude de l'Alimentation Totale française 2 - Tome 1 : Contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques, persistants, mycotoxines, phyco-estrogènes*, 1^{ère} éd., Maisons-Alfort: ANSES, 307 p.

CARMOUZE, J.-P., LUCOTTE, M. & BOUDOU, A., 2001, *Le mercure en amazonie : rôle de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires*, 1^{ère} éd., Paris : IRD Editions, 494 p.

LEBLANC, J.-C., VOLATIER, J.-L., SIROT, V. & BEMRAH-AOUACHRIA, N., 2006, *CALIPSO - Etude de consommations alimentaires de produits de la mer et imprégnations aux éléments traces, polluants et oméga-3*, 1^{ère} éd., Maisons-Alfort: AFSSA, 162 p.

MILLOT, G., 2009, *Comprendre et réaliser les tests statistiques avec R*, 2^{ème} éd., Bruxelles: De Boeck, 772 p.

OCEANIC DEVELOPPEMENT, 2005, *La filière thonière Européenne : Bilan économique, perspectives et analyse des impacts de la libéralisation des échanges*, 1^{ère} éd., Concarneau: Oceanic Développement, 306 p.

SEMPE, M., PEDRON, G. & ROY-PERNOT, M., 1979, *Auxologie méthode et séquences*, 1^{ère} éd., Paris: Théraplix, 205 p.

US EPA, 1998, *Methodology for assessing health risks associated with multiple pathways of exposure to combustor emissions*, 1^{ère} éd., Cincinnati: US EPA, 613 p.

WESOLEK, N. & ROUDOT, A.-C., 2012, « Defining food sampling strategies for chemical risk assessment » in Prof Zhiyong Zhan, *Risk assessment and management*, *In press*, pp. 354-385.

Thèses

COURTEAUD, J., 2010, *Etude paléoenvironnementale du cycle du mercure à travers sa composante élémentaire gazeuse Hg⁰* [En ligne], Thèse de Sciences de la Terre, de l'Univers et de l'Environnement : Université de Grenoble, [Visité le 2012 Juillet 2012], Disponible sur Internet : http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/62/51/86/PDF/ThA_se_Courteaud_bis.pdf

MARUSCZAK, N., 2010, *Etude du transfert du mercure et du méthylmercure dans les écosystèmes lacustres alpins* [En ligne], Thèse de doctorat en Sciences de la Terre et de l'Univers et de l'Environnement : Université de Grenoble, [Visité le 5 Juillet 2012], Disponible sur Internet : http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/55/37/04/PDF/Manuscrit_Marusczak_Nicolas.pdf

Textes réglementaires

COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES. Règlement n°1881/2006 du 19 décembre 2006 fixant les teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires [En ligne] . Journal officiel de l'Union Européenne, n°364 du 20 décembre 2006. [Visité le 22 Juin 2012], Disponible sur Internet : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:364:0005:0024:FR:PDF>

COMMISSION EUROPÉENNE. Règlement n°836/2011 du 19 août 2011 portant fixation des modes de prélèvement d'échantillons et des méthodes d'analyse pour le contrôle officiel des teneurs en Pb, Cd, Hg, Et, 3-MCPD et Benzo(a)pyrène dans les denrées alimentaires [En ligne]. Journal Officiel de l'Union Européenne, n°215 du 20 août 2011.

[Visité le 6 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2011:215:0009:0016:FR:PDF>

MINISTERE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PECHE. Arrêté du 19 mars 2007 déterminant la taille minimale ou le poids minimal de capture et de débarquement des poissons et autres organismes marins. Journal Officiel de la République Française, n°91 du 18 avril 2007. [Visité le 17 Août 2012], Disponible sur Internet : <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000461669&dateTexte=&categorieLien=id>

PARLEMENT EUROPEEN ET CONSEIL. Règlement n°178/2002 du 28 janvier 2002 établissant les principes généraux et les prescriptions générales de la législation alimentaire, instituant l'Autorité européenne de sécurité des aliments et fixant des procédures relatives à la sécurité des denrées alimentaires [En ligne]. Journal Officiel de l'Union Européenne, n°31 du 1er février 2002. [Visité le 16 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2002:031:0001:0024:FR:PDF>

PARLEMENT EUROPEEN ET CONSEIL. Règlement n°852/2004 du 29 avril 2004 relatif à l'hygiène des denrées alimentaires [En ligne]. Journal Officiel de l'Union Européenne, n°139 du 30 avril 2004. [Visité le 16 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2004:139:0001:0054:FR:PDF>

PARLEMENT EUROPEEN ET CONSEIL. Règlement n°882/2004 du 29 avril 2004 relatif aux contrôles officiels effectués pour s'assurer de la conformité avec la législation sur les aliments pour animaux et les denrées alimentaires et avec les dispositions relatives à la santé animale et au bien-être [En ligne]. Journal Officiel de l'Union Européenne, n°165 du 30 avril 2004. [Visité le 16 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2004R0882:20060525:FR:PDF>

Sites Internet

ADAMS, D., MCMICHAEL, R. & HENDERSON, G., 2003, Mercury levels in marine and estuarine fishes of Florida : 1989-2001. [Visité le 9 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://aquaticcommons.org/120/1/TR9.pdf>

AFSSA, 2004. 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. [Visité le 17 Août 2012], Disponible sur Internet : <http://www.anses.fr/Documents/RCCP2003sa0380.pdf>

AFSSA, 2006. Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à la consommation des poissons prédateurs pélagiques, en particulier l'espadon, à la Réunion vis-à-vis du risque sanitaire lié au méthylmercure. [Visité le 26 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.anses.fr/Documents/RCCP2006sa0003.pdf>

AFSSET, 2004. Effets du méthylmercure sur la santé. [Visité le 25 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.blada.com/data/File/viregade/dsds/Effets%20MeHg%20sante.pdf>

AGENCE CANADIENNE D'INSPECTION DES ALIMENTS, 2012, Procédures d'échantillonnage pour le programme d'inspection du poisson. [Visité le 16 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.inspection.gc.ca/francais/fssa/fispoi/man/samnem/samechf.pdf>

AMENAGEMENT DES PECHES ARTISANALES, 2009, Distributions de probabilité. [Visité le 17 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.bf.refer.org/peche/chap2/chap24.html>

ANAES, 2002. Allaitement maternel - Mise en oeuvre et poursuite dans les 6 premiers mois. [Visité le 7 Août 2012], Disponible sur Internet : http://www.has-sante.fr/portail/upload/docs/application/pdf/Allaitement_rap.pdf

ANSES, 2010, Bilan de la surveillance 2008 des niveaux de contamination en mercure dans les produits de la pêche - Evolution des recommandations de consommation. [Visité le 27 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.anses.fr/bulletin-epidemiologique/Documents/BEP-mg-BE36-art3.pdf>

AQUABLOG, 2009, Regard sur la pêche et l'aquaculture. [Visité le 27 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://aquaculture-aquablog.blogspot.fr/2009/04/france-poissons-des-5-oceans.html>

ATLANTIC SEA FOOD, 2012, Tendances des prix du thon en poche - 27 Juin 2012. [Visité le 18 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.atlanticseafood.fr/fr/actualites/>

ATSDR, 2001, Toxicological profile for mercury. [Visité le 24 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp46.pdf>

ATSDR, 2004, Interaction profile for persistent chemicals found in fish (Chlorinated dibenzo-p-Dioxins, Hexachlorobenzene, p,p'-DDE, Methylmercury and Polychlorinated biphenyls). [Visité le 25 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.atsdr.cdc.gov/interactionprofiles/IP-fish/ip01.pdf>

BALL, W., 2007, EPA vs FDA Action Levels for Mercury in Fish. [Visité le 20 Août 2012], Disponible sur Internet : http://www.deq.utah.gov/Issues/Mercury/docs/edocs/EPAvsFDAaction_levels_050307.pdf

BATAREC, A., 2012, L'alimentation des nourrissons à la loupe !. [Visité le 7 Août 2012], Disponible sur Internet : <http://www.9mois-emoi.com/actualites/quotidiennes/l'alimentation-des-nourrissons-a-la-loupe.html>

BENOIT, J. *et al.*, 2003, Geochemical and biological controls over methylmercury production and degradation in aquatic ecosystems. [Visité le 5 Juillet 2012], Disponible sur Internet : http://si-pddr.si.edu/dspace/bitstream/10088/18006/1/serc_Benoit_etal_2003_ACS.pdf

CHANG, M. C., 2009, Tissue analysis for mercury and PCBs from a New York city commercial seafood market. [Visité le 14 Août 2012], Disponible sur Internet : <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/fishshellfish/fishadvisories/upload/day1n.pdf>

CITEPA, 2012, Mercure. [Visité le 24 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.citepa.org/fr/pollution-et-climat/polluants/metaux-lourds/mercure>

CODEX ALIMENTARIUS, 2004, Directives générales sur l'échantillonnage. [Visité le 18 Juillet 2012], Disponible sur Internet : www.codexalimentarius.org/input/download/.../CXG_050f.pdf

COMMISSION EUROPÉENNE, 2007, Guidance on sampling of whole fishes of different size and/or weight. [Visité le 18 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://ec.europa.eu/food/food/chemicalsafety/contaminants/guidance-sampling%20-whole-fish-with%20exemples-dec2006.pdf>

COSSA, D. & FICHT, A., 1999, La dynamique du mercure. [Visité le 24 Juillet 2012], Disponible sur Internet : http://seine-aval.crihan.fr/web/attached_file/componentId/kmelia106/attachmentId/2206/lang/fr/name/2366740993lfr_Seine_aval_11.pdf

DEWEILLY, E. *et al.*, 2006, Evaluation de l'exposition prénatale aux métaux lourds chez les nouveau-nés de Polynésie française. [Visité le 08 Septembre 2012], Disponible sur Internet : http://www.ilm.pf/files/u1/on_des_nouveaux_nés_aux_métaux_lourds_2006.pdf

ECOTAP, 2003, Etude du COmportement des Thonidés par l'Acoustique et la Pêche - Suivi de la pêche - Synthèse des résultats. [Visité le 16 Juillet 2012], Disponible sur Internet : http://www.peche.pf/IMG/pdf/MONTAGE_ECOTAP_QXD.pdf

FAO/OMS, 1988, Report of the eighteenth session of the codex committee on fish and fishery product. [Visité le 30 Juillet 2012], Disponible sur Internet : http://www.google.fr/url?sa=t&rct=j&q=mercury%20level%20codex%20alimentarius%20seafood&source=web&cd=2&ved=0CFYQFjAB&url=http%3A%2F%2Fwww.codexalimentarius.net%2Finput%2Fdownload%2Freport%2F364%2Fal89_18e.pdf&ei=nYMWUPuJH4Wp hAf9y4HoBQ&usq=AFQjCNFzH8D6LApC

FAO, 1995, Le lait et les produits laitiers dans la nutrition humaine - Le lait de femme. [Visité le 27 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.fao.org/docrep/T4280F/T4280F02.htm>

FAO, 2006, Captures par principales espèces en 2006. [Visité le 30 Juillet 2012], Disponible sur Internet : ftp://ftp.fao.org/fi/stat/summary/summ_06/a1e.pdf

FDA, 2006, Toxic tuna 2 : New undercover investigation of mercury-contaminated sushi in popular San Diego Japanese restaurants. [Visité le Août 14 2012], Disponible sur Internet : <http://www.gotmercury.org/downloads/sandiegosushi.pdf>

FDA, 2010, Mercury levels in commercial fish and shellfish (1990-2010). [Visité le 27 Juin 2012], Disponible sur Internet : <http://www.fda.gov/Food/FoodSafety/Product-SpecificInformation/Seafood/FoodbornePathogensContaminants/Methylmercury/ucm115644.htm>

FDA, 2011a, Mercury Concentrations in Fish: FDA Monitoring Program (1990-2010). [Visité le 26 Juillet 2012], Disponible sur Internet : http://www.fda.gov/Food/FoodSafety/Product-SpecificInformation/Seafood/FoodbornePathogensContaminants/Methylmercury/ucm191007.htm?utm_campaign=Google2&utm_source=fdaSearch&utm_medium=website&utm_term=mercury%20tuna&utm_content=1

FDA, 2011b, Mercury Levels in Commercial Fish and Shellfish (1990-2010). [Visité le 26 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.fda.gov/Food/FoodSafety/Product-SpecificInformation/Seafood/FoodbornePathogensContaminants/Methylmercury/ucm115644.htm>

FLETT RESEARCH Ltd., 2012, Mercury Price List & Quantitation Limits. [Visité le 16 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.flettresearch.ca/Webdoc2.htm>

FOOD DEPARTMENT AGENCY, 2003, Mercury in imported fish and shellfish, UK farmed fish and their products. [Visité le 14 Août 2012], Disponible sur Internet : http://www.food.gov.uk/multimedia/pdfs/fsis40_2003.pdf

FOOD UNIVERSITY, 2010, Cold Water Fish. [Visité le 21 Août 2012], Disponible sur Internet : http://www.fooduniversity.com/foodu/seafood_c/resources/ocean%20fin/Cold%20Water/cold_water%20id%20cover.htm

GRANGEON, J. P., 2011, Problématique de la contamination des poissons par le mercure. [Visité le 5 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.gouv.nc/portal/pls/portal/docs/1/16692018.PDF>

GROSMAN, M., 2004, Normes et recommandations relatives au mercure alimentaire. [Visité le 30 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.non-au-mercure-dentaire.org/fichiers/normes.pdf>

HEALTH CANADA, 2011, Mercury in fish. [Visité le 30 Juillet 2012], Disponible sur Internet : http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/securit/chem-chim/environ/mercur/merc_fish_qa-poisson_qr-eng.php#r1

HYDRO QUEBEC, 2005, Complexe de la Romaine - Mercure dans la chair des poissons. [Visité le 30 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/La%20Romaine/documents/PR8.18.3/PR8.18.3.pdf>

IFREMER, 2001, Fiche du mois - Germon : Stock de l'Atlantique Nord. [Visité le 30 Juillet 2012], Disponible sur Internet : http://wwz.ifremer.fr/peche/content/download/29819/411566/file/marin_thon_germon_2001juil.pdf

IFREMER, 2011, Thon rouge de l'Atlantique. [Visité le 30 Juillet 2012], Disponible sur Internet : http://wwz.ifremer.fr/institut/content/download/41835/569837/file/11_04_22_dossier_thon_rouge.pdf

INERIS, 2003, Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion. [Visité le 26 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.ineris.fr/centredoc/gt-gic4.pdf>

INERIS, 2010, Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Mercure et ses dérivés. [Visité le 30 Juillet 2012], Disponible sur Internet : *Typhaine MORISSET - Mémoire de l'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique - 2012*

<http://www.google.fr/url?sa=t&rct=j&q=mercure%20ineris&source=web&cd=1&ved=0CE8QFjAA&url=http%3A%2F%2Fwww.ineris.fr%2Fsubstances%2Ffr%2Fsubstance%2FgetDocument%2F2804&ei=YFoWUM3gHlqFhQfv64HgDg&usg=AFQjCNF6augwmWoN8iZbV31EnG9826njUQ&cad=r>

INRA, 2005, Probabilités - Distribution de probabilité. [Visité le 17 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://w3.jouy.inra.fr/unites/miaj/public/matrisq/jbdenis/notes/notions/pdd.html>

INSEE, 2012, La macro SAS CALMAR. [Visité le 21 Août 2012], Disponible sur Internet : http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=outils/calmar/accueil_calmar.htm

INSTITUT NATIONAL DE LA STATISTIQUE , 2010, Enquête Démographique et de Santé Madagascar 2008-2009. [Visité le 25 Août 2012], Disponible sur Internet : <http://es.scribd.com/doc/50182173/61/POIDS-A-LA-NAISSANCE>

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER, 1993, Mercury and mercury compounds. [Visité le 21 Août 2012], Disponible sur Internet : <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol58/mono58-8D.pdf>

JECFA/OMS, 2010, Joint FAO/WHO Expert Committee on food additives - Seventy-second meeting, Rome, 16-25 February 2010. [Visité le 28 Août 2012], Disponible sur Internet : http://www.who.int/foodsafety/chem/summary72_rev.pdf

KUMAR, M., ASLBERSBERG, B. & MOSLEY, L., 2003, Mercury levels in Fijian seafoods and potential health. [Visité le 25 June 2012], Disponible sur Internet : http://www.wpro.who.int/foodsafety/documents/docs/mercury_level_fijian_seafoods.pdf

LECLERC DRIVE, 2012, Leclerc Drive - Kergaradec/Gouesnou - Courses. [Visité le 18 Juillet 2012], Disponible sur Internet : http://fd2-www.leclercdrive.fr/812901/courses/pgeWMEL009_Courses.aspx

LOEW, C., 2009, Tuna prices in Japan fall on weak holiday demand. [Visité le 18 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.seafoodsource.com/MarketReport.aspx?id=4294987781>

MIDI LIBRE, 2012, Le thon rouge de ligne débarque sur les étals. [Visité le 18 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.midilibre.fr/2012/05/13/le-thon-rouge-de-ligne-debarque-sur-les-etals,500629.php>

MORRISSEY, M. T. & GEISE, L., 2006, Mercury content in Pacific Albacore Tuna (Thunnus alalunga) during 2006 season. [Visité le 27 Juin 2012], Disponible sur Internet : http://www.americanalbacore.com/pdf/mercury_content_2006_study.pdf

NUSSER, S., CARRQUIRY, A. & FULLER, W., 1992, A semiparametric transformation approach to estimating usual daily intake distribution. [Visité le 10 Août 2012], Disponible sur Internet : <http://www.card.iastate.edu/publications/dbs/pdffiles/92wp99.pdf>

OFFICE FEDERAL DE LA SANTE PUBLIQUE, 2012, Mercure. [Visité le 24 Juillet 2012], Disponible sur Internet : http://www.bag.admin.ch/themen/chemikalien/00228/03912/index.html?lang=fr&download=NHzLpZeg7t,Inp6l0NTU042l2Z6ln1ae2lZn4Z2qZpnO2Yug2Z6gpJCGeHx8gWym162epYbg2c_JjKbNoKSn6A--

OMS, 2008, Mercury - Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. [Visité le 27 Juillet 2012], Disponible sur Internet : http://whqlibdoc.who.int/publications/2008/9789241596572_eng.pdf

OMS, 2009, Développement du jeune enfant. [Visité le 26 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs332/fr/index.html>

ORTHONGEL, 2009, Organisation des producteurs de thon tropical congelé et surgelé. [Visité le 5 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://orthongel.fr/>

PNUE, 2005, Evaluation mondiale du mercure. [Visité le 30 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.chem.unep.ch/mercury/gma%20in%20F%20and%20S/final-assessment-report-F-revised.pdf>

POISSON CHEZ VOUS, 2012, Le thon. [Visité le 18 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://poissonchezvous.fr/thon.htm>

SOMPONGCHAIYAKUL, P. et al., 2006, An assessment of mercury concentration in fish tissues caught from three compartements of the Bay of Bengal. [Visité le 14 Août 2012], Disponible sur Internet : <http://map.seafdec.org/downloads/BIMSTEC/020-Mercury-Penjai.pdf>

THE FRANKLIN INSTITUTE, 2012, The human heart - Blood. [Visité le 21 Août 2012], Disponible sur Internet : <http://www.fi.edu/learn/heart/blood/blood.html>

THOMASSIN, J., TOUZE, S. & BARANGER, P., 2003, « Le mercure et ses composés - Comportements dans les sols, les eaux et les boues de sédiments. [Visité le 08

Septembre 2012], Disponible sur Internet : <http://www.namd.fr/gestion/Biblios/IMG/pdf/rp-51890-fr.pdf>

THOMSON, B. & LEE, L., 2009, Mercury content in imported fin fish. Christchurch: Institute of Environmental Science & Research Limited. [Visité le 08 Septembre 2012], Disponible sur Internet : [\http://www.foodsafety.govt.nz/elibrary/industry/Mercury_Content-Quantifies_Residues.pdf

TRADEKEY, 2011, Tuna fresh importers from Philippines. [Visité le 18 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.tradekey.com/buyoffer/Tuna-Fresh-272125.html>

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME, 2010, Mercury Programme - Global Mercury Assessment. [Visité le 30 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.chem.unep.ch/mercury/report/Chapter4.htm>

US EPA, 2000, Reference dose for methylmercury. [Visité le 21 Août 2012], Disponible sur Internet : <http://www.epa.gov/ncea/pdfs/methmerc.pdf>

US EPA, 2007a, Organic Mercury. [Visité le 25 Août 2012], Disponible sur Internet : http://www.epa.gov/teach/chem_summ/mercury_org_summary.pdf

US EPA, 2007b, Inorganic Mercury. [Visité le 25 Août 2012], Disponible sur Internet : http://www.epa.gov/teach/chem_summ/mercury_inorg_summary.pdf

US EPA, 2011, Exposure Factors Handbook : 2011 Edition. [Visité le 27 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://www.epa.gov/ncea/efh/pdfs/efh-complete.pdf>






USGS, 2011, Biomagnification. [Visité le 5 Juillet 2012], Disponible sur Internet : <http://toxics.usgs.gov/definitions/biomagnification.html>

ZOONEKYND, V., 2004, Distributions de probabilités. [Visité le 17 Juillet 2012], Disponible sur Internet : http://zoonek2.free.fr/UNIX/48_R_2004/07.html

Liste des annexes

Annexe 1 : Caractéristiques des cinq espèces commerciales de thon	I
Annexe 2 : Différentes publications utilisées pour l’ajustement de la contamination à une distribution théorique.....	II
Annexe 3 : Allure des distributions théoriques à tester.....	III
Annexe 4 : Résultats des tests d’ajustement pour le thon frais et le thon en conserve	IV
Annexe 5 : Résultats des courbes de régression	VI
Annexe 6 : Tableaux des calculs des P_a du thon albacore selon les plans d’échantillonnage testés	VII
Annexe 7 : Risques des producteurs et consommateurs pour l’ensemble des espèces et types de thon	X
Annexe 8 : Approximation des coûts analytiques liés aux différents plans d’échantillonnage.....	XI
Annexe 9 : Représentativité des échantillons élémentaires au sein d’un lot ou du sous-lot	XII
Annexe 10 : Description de la construction des VTR.....	XIII
Annexe 11 : Données de consommation.....	XV
Annexe 12 : Calcul de la concentration dans le lait maternel	XVI
Annexe 13 : Paramètres utilisés pour les calculs des expositions.....	XVII
Annexe 14 : Expositions au mercure <i>via</i> l’ingestion de thon.....	XVIII
Annexe 15 : Taux de consommateurs dans l’étude INCA 2	XXI
Annexe 16 : Sur- ou sous-estimation du risque lié aux incertitudes.....	XXII
Annexe 17 : Consommations Maximales Théoriques hebdomadaires relatives au risque lié au méthylmercure.....	XXIII

Annexe 1 : Caractéristiques des cinq espèces commerciales de thon

Espèce	Nom commun	Illustration (Food University, 2010)	Taille (cm)	Poids (kg)	Origine		Volume pêché en 2006 (t)	Rang des poissons pêchés	Utilisations commerciales	Pourcentage d'humidité dans le muscle
<i>Kastuwonus pelamis</i>	Thon listao ou bonite à ventre rayé		30-60	1-4	Océans Atlantique, Pacifique et Indien	Eaux de surface tropicales ou subtropicales (20-30°C)	2,5 millions	3 ^{ème}	Conserves	66% (Khodabux <i>et al.</i> , 2007)
<i>Thunnus albacares</i>	Thon albacore ou à nageoires jaunes		30-170	20-65	Océans Atlantique, Pacifique et Indien	Eaux tropicales ou subtropicales à 100m de profondeur (20-24°C)	1 million	10 ^{ème}	Conserves et frais (poissonneries et restauration japonaise)	70% (Khodabux <i>et al.</i> , 2007)
<i>Thunnus obesus</i>	Thon patudo ou obèse		60-180	6-110	Océans Atlantique et Pacifique	Eaux profondes tropicales et tempérées	400 000	25 ^{ème}	Conserves et frais (restauration japonaise)	ND
<i>Thunnus alalunga</i>	Thon germon ou thon blanc		ND	< 15	Océans Atlantique, Pacifique et Indien et Mer Méditerranée	Eaux de surface (thons juvéniles) et profondes (thons adultes)	280 000	46 ^{ème}	Conserves et frais (poissonneries et restauration japonaise)	67% (Vlieg & Murray, 1988)
<i>Thunnus thynnus</i>	Thon rouge de l'Atlantique		ND	30-125	Océan Atlantique et Mer Méditerranée	Eaux de surface	ND	ND	Restauration japonaise	72% (Giménez-Casalduero & Sanchez-Jerez, 2006)

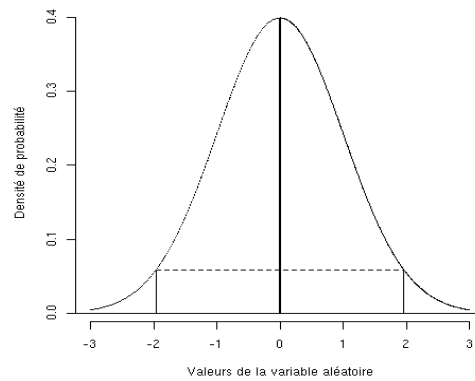
Sources : ECOTAP (2003), FAO (2006), FranceAgrimer (2011), IFREMER (2001 ; 2011), Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (2007) et Orthongel (2009).

Annexe 2 : Différentes publications utilisées pour l'ajustement de la contamination à une distribution théorique

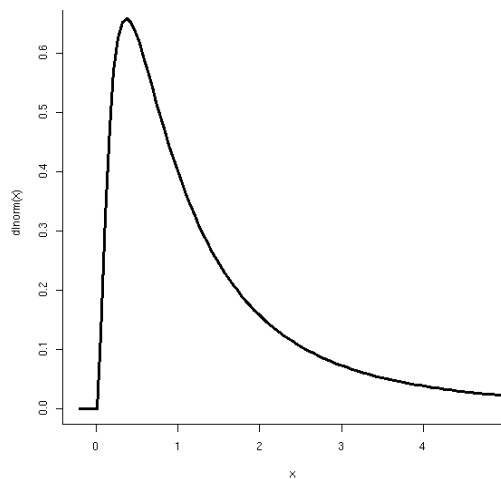
Type de thon	Espèces	Nb de lots (nb d'unités)	Publications
Frais	Albacore	33 (1888)	Adams (2004), Al-Busaidi <i>et al.</i> (2011), Aldrin <i>et al.</i> (1973), Boush & Thieleke (1983), Burger & Gochfeld (2011), Cai <i>et al.</i> (2007), Chang (2009), FDA (2010), García-Hernández <i>et al.</i> (2007), Greig & Krzynowek (1979), Hisamichi <i>et al.</i> (2010) Kaneko & Ralston (2007), , Kojadinovic <i>et al.</i> (2006), Krapiel <i>et al.</i> (2003), Kumar <i>et al.</i> (2003), Lowenstein <i>et al.</i> (2010), Matthews (1983), Menasveta & Siriyong (1976), Medeiros <i>et al.</i> (2006), Métongo & Kouamenan (1991), Ordiano-Flores <i>et al.</i> (2011), Ortega-García <i>et al.</i> (2009), Sompongchaiyakul <i>et al.</i> (2006), Thomson & Lee (2009) et Storelli & Marcotrigiano (2004)
	Germon	12 (468)	FDA (2010), Greig & Krzynowek (1979), Hisamichi <i>et al.</i> (2010), Kaneko & Ralston (2007), Kumar <i>et al.</i> (2003), Morrissey <i>et al.</i> (2004), Morrissey & Geise (2006), Storelli <i>et al.</i> (2002) et Storelli & Marcotrigiano (2004)
	Patudo	13 (557)	Aldrin <i>et al.</i> (1973), Boush & Thieleke (1983), Chen <i>et al.</i> (2011), FDA (2006), FDA (2010) , Kaneko & Ralston (2007), Kumar <i>et al.</i> (2003), Lowenstein <i>et al.</i> (2010), Menasveta & Siriyong (1976), Yamashita <i>et al.</i> (2005) et Yamashita <i>et al.</i> (2011)
	Listao	10 (232)	Al-Busaidi <i>et al.</i> (2011), Greig & Krzynowek (1979), Kaneko & Ralston (2007), , Kojadinovic <i>et al.</i> (2006), Kumar <i>et al.</i> (2003), Sompongchaiyakul <i>et al.</i> (2006), et Yamashita <i>et al.</i> (2011)
	Thon rouge	26 (646)	Burger & Gochfeld (2011), FDA (2006), Focardi (2012), Hardisson <i>et al.</i> (1999), Licata <i>et al.</i> (2005), Morales-Nin & Fortuno (1990), Ouedraogo & Amyot (2011), Relini <i>et al.</i> (2007), Storelli <i>et al.</i> (2002), Thibaud (1971) et Yamashita <i>et al.</i> (2005)
Conserve	Albacore	15 (158)	FDA (2006), FDA (2010), Ruelas-Inzunza <i>et al.</i> (2011) et Zook <i>et al.</i> (1976)
	Listao et autres	14 (1449)	Burger & Gochfeld (2004), Forsyth <i>et al.</i> (2004), FDA (2010), Food Department Agency (2003), Gerstenberger <i>et al.</i> (2010), Holloman & Newman (2010), Kumar <i>et al.</i> (2003) et Thomson & Lee (2009)
	Germon	20 (1820)	Burger & Gochfeld (2004), Burger & Gochfeld (2006), Forsyth <i>et al.</i> (2004), FDA (2010), Food Department Agency (2003), Gerstenberger <i>et al.</i> (2010), Holloman & Newman (2010), Kumar <i>et al.</i> (2003) et Rasmussen & Morrissey (2007)

Annexe 3 : Allure des distributions théoriques à tester

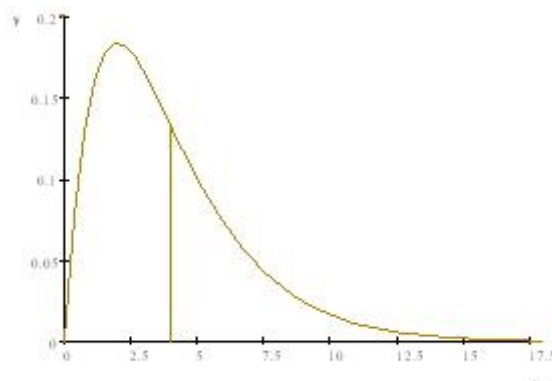
1. Loi Normale (INRA, 2005)



2. Loi Log-Normale (Zoonekynd, 2004)



3. Loi Gamma (Aménagement des pêches artisanales , 2009)



Annexe 4 : Résultats des tests d'ajustement pour le thon frais et le thon en conserve

1. Thon frais

Test Kolmogorov-Smirnov

Espèce	Publications	Effectif (N)	D _{obs} (Normale)	D _{obs} (Log-Normale)	D _{obs} (Gamma)	D _{seuil}	Distribution théorique retenue
Listao	Lot 1 - Kumar <i>et al.</i> (2003)	12	0.2589	0.1926	0.1846	0.3754	Gamma
	Lot 2 - Kojadinovic <i>et al.</i> (2006)	30	0.0944	0.0914	0.0813	0.2417	Gamma
Patudo	Lot 1 - FDA (2010)	18	-	0.1574	0.1808	0.3094	Log-Normale
	Lot 2 - Aldrin <i>et al.</i> (1973)	56	-	0.1107	0.1286	0.1723	Log-Normale
	Lot 3 - Lowenstein <i>et al.</i> (2010)	43	-	0.0823	0.1063	0.1984	Log-Normale
Germon	Lot 1 - FDA (2004)	20	0.295	0.2550	0.2687	0.2941	Log-Normale
	Lot 2 - Storelli <i>et al.</i> (2002)	12	0.1282	0.1391	0.1339	0.3754	Normale
Thon rouge	Lot 1 - Storelli <i>et al.</i> (2002)	18	-	0.2822	0.2172	0.3094	Gamma
	Lot 2 - Relini <i>et al.</i> (2007)	18	-	0.2203	0.1448	0.3094	Gamma
	Lot 3 - Storelli <i>et al.</i> (2010)	20	-	0.1553	0.1876	0.2941	Log-Normale
	Lot 4 - Licata <i>et al.</i> (2005)	14	-	0.1211	0.1291	0.3489	Log-Normale
	Lot 5 - Morales-Nin et Fortuno (1990)	21	-	-	0.1604	0.1082	0.2872

Test Khi²

Espèce	Publications	Effectif (N)	Khi ² _{obs} (Normale)	Khi ² _{obs} (Log-Normale)	Khi ² _{obs} (Gamma)	Khi ² _{seuil}	Nombre de ddl	Choix de la distribution théorique
Germon	Lot 3 - Kumar <i>et al.</i> (2003)	31	2.6163	0.1986	0.3988	3.8415	ddl = 1	Log-Normale
	Lot 4 - Morrissey <i>et al.</i> (2004)	77	0.0728	2.4495	71.0616	7.8147	ddl = 3	Normale

2. Thon en conserve

Test Kolmogorov-Smirnov

Espèce	Publications	Effectif (N)	D _{obs} (Normale)	D _{obs} (Log-Normale)	D _{obs} (Gamma)	D _{seuil}	Distribution théorique retenue
Listao	Lot 1 - Dabeka <i>et al.</i> (2004)	5	-	0.3204	0.2881	0.5633	Gamma
	Lot 2 - Wang <i>et al.</i> (2012)	13	-	0.1040	0.0872	0.3614	Gamma
	Lot 3 - Thomson and Lee (2009)	40	-	0.1429	0.1758	0.2101	Log-Normale
	Lot 4 - FSA UK (2003)	46	-	0.1169	0.1445	0.1984	Log-Normale
	Lot 5 - FDA (2010) Année 2004	131	-	0.0588	0.0787	0.1186	Log-Normale
	Lot 6 - FDA (2010) Année 2005	17	-	-	0.2564	0.1926	0.3180
Albacore	Lot 1 - Dabeka <i>et al.</i> (2004)	11	-	0.2984	0.5262	0.3912	Log-Normale
	Lot 2 - FDA (2010) Année 2007	10	-	0.4132	0.2559	0.4092	Gamma
	Lot 3 - FDA (2010) Année 2008	14	-	0.3255	0.3396	0.3489	Log-Normale
	Lot 4 - FDA (2010) Année 2009	30	-	0.1506	0.1901	0.2417	Log-Normale
	Lot 5 - FDA (2010) Année 2010	14	-	0.1620	0.2703	0.3489	Log-Normale
	Lot 6 - Thomson and Lee (2009)	27	-	0.1817	0.2189	0.2417	Log-Normale
Germon	Lot 1 - Dabeka <i>et al.</i> (2004)	16	0.1387	0.1098	0.1183	0.3273	Log-Normale
	Lot 2 - FDA (2010) Année 2004	51	0.1309	0.1163	0.1180	0.1884	Log-Normale
	Lot 3 - FDA (2010) Année 2005	24	0.1055	0.1603	0.1421	0.2640	Normale

3. Choix final des distributions théoriques retenues

Type de thon	Espèce de thon	Loi de distribution retenue
Frais	Listao	Gamma
	Albacore	Gamma
	Patudo	Log-Normale
	Germon	Log-Normale
	Rouge	Gamma
Conserve	Light (Listao + autres)	Log-Normale
	Albacore	Log-Normale
	Germon	Log-Normale

Annexe 5 : Résultats des courbes de régression

1. Thon frais

Espèce	Nombre de lots initial	Nombre de lots exclus	Nombre de lots final	Type de régression	Gamme de concentration (µg Hgt/g)	Coefficient de détermination (R ²)	Equation de la variance intra-lots
Germon	16	1 (Incertitude espèce)	15	Exponentielle	0,1 - 1,6	0,83	Variance = 0,0019.exp ^(3,0384 x [Hgt])
Albacore	35	1 (Incertitude espèce) 1 (Incertitude pool)	33	Polynomiale ordre 2	0 - 0,5	0,71	Variance = 0,2631 [Hgt] ² + 0,0297 [Hgt] + 0,0003
Rouge	30	1 (Non AAS) 1 (Incertitude espèce) 2 (Muscle non homogène)	26	Puissance	0 -1,9	0,64	Variance = 0,2091 [Hgt] ^{1,738}
Patudo	13	0	13	Polynomiale ordre 2	0 - 1	0,74	Variance = 0,2757[Hgt] ² - 0,0592 [Hgt] – 0,0043
Listao	11	1 (Incertitude espèce)	10	Linéaire	0 - 0,4	0,002	Variance = -0,0026 [Hgt] + 0,0078

2. Thon conserve

Espèce	Nombre de lots initial	Nombre de lots exclus	Nombre de lots final	Type de régression	Gamme de concentration (µg Hgt/g)	R ²	Equation de la variance intra-lots
Germon	25	4 (Ecart-type identique pour chaque analyse) 1 (Incertitude espèce)	20	Linéaire	0,2 -0,65	0,61	Variance = 0,0823 [Hgt] – 0,0134
Albacore	16	1 (Incertitude protocole)	15	Linéaire	0 - 0,4	0,46	Variance = 0,0733 [Hgt] – 0,0008
Listao	15	1 (Valeur aberrante)	14	Logarithme	0 - 0,45	0,67	Variance = 0,0165 x Ln([Hgt]) + 0,0046

Annexe 6 : Tableaux des calculs des P_a du thon albacore selon les plans d'échantillonnage testés

1. Prélèvements pour l'analyse chimique d'un ou plusieurs thons

Concentration ($\mu\text{g/g}$)	Variance calculée	α	β	1 thon	2 thons	3 thons	5 thons	10 thons
				P_a	P_a	P_a	P_a	P_a
0.01	0.00	0.16	0.06	1	1	1	1	1
0.1	0.01	1.69	0.06	1	1	1	1	1
0.2	0.02	2.39	0.08	1	1	1	1	1
0.3	0.03	2.74	0.11	1	0.99	0.99	0.98	0.96
0.4	0.05	2.95	0.14	0.98	0.96	0.94	0.90	0.81
0.5	0.08	3.09	0.16	0.94	0.88	0.83	0.73	0.54
0.6	0.11	3.19	0.19	0.88	0.77	0.68	0.53	0.28
0.7	0.15	3.27	0.21	0.81	0.65	0.52	0.34	0.12
0.8	0.19	3.33	0.24	0.73	0.53	0.38	0.20	0.04
0.85	0.22	3.35	0.25	0.69	0.47	0.32	0.15	0.02
0.9	0.24	3.37	0.27	0.65	0.42	0.27	0.11	0.01
1	0.29	3.41	0.29	0.57	0.33	0.19	0.06	0
1.1	0.35	3.44	0.32	0.50	0.25	0.13	0.03	0
1.15	0.38	3.46	0.33	0.47	0.22	0.10	0.02	0
1.2	0.41	3.47	0.35	0.44	0.19	0.09	0.02	0
1.3	0.48	3.49	0.37	0.39	0.15	0.06	0.01	0
1.4	0.56	3.52	0.40	0.34	0.12	0.04	0	0
1.5	0.64	3.53	0.42	0.30	0.09	0.03	0	0
1.6	0.72	3.55	0.45	0.26	0.07	0.02	0	0
1.7	0.81	3.56	0.48	0.23	0.05	0.01	0	0
1.8	0.91	3.58	0.50	0.20	0.04	0.01	0	0
1.9	1.01	3.59	0.53	0.18	0.03	0.01	0	0
2	1.11	3.60	0.56	0.16	0.03	0	0	0

2. Prélèvements pour l'analyse chimique d'un pool de plusieurs thons

Concentration réelle du lot ($\mu\text{g Hgt/g}$)	Variance calculée	1 pool de 2 individus				1 pool de 3 individus				1 pool de 5 individus				1 pool de 10 individus			
		s^2	α	β	P_a	s^2	α	β	P_a	s^2	α	β	P_a	s^2	α	β	P_a
0.01	0.001	0.0003	0.32	0.03	1	0.0002	0.48	0.02	1	0.0001	0.80	0.01	1	0.0001	1.60	0.01	1
0.1	0.006	0.003	3.39	0.03	1	0.0020	5.08	0.02	1	0.0012	8.47	0.01	1	0.0006	16.95	0.01	1
0.2	0.017	0.01	4.77	0.04	1.00	0.01	7.16	0.03	1	0.0034	11.93	0.02	1	0.0017	23.86	0.01	1
0.3	0.033	0.02	5.47	0.05	1.00	0.01	8.21	0.04	1.00	0.01	13.68	0.02	1.00	0.0033	27.36	0.01	1
0.4	0.054	0.03	5.90	0.07	1.00	0.02	8.84	0.05	1.00	0.01	14.74	0.03	1.00	0.01	29.48	0.01	1
0.5	0.081	0.04	6.18	0.08	0.98	0.03	9.27	0.05	0.99	0.02	15.45	0.03	1.00	0.01	30.89	0.02	1
0.6	0.113	0.06	6.38	0.09	0.94	0.04	9.57	0.06	0.97	0.02	15.95	0.04	0.99	0.01	31.90	0.02	1
0.7	0.150	0.08	6.53	0.11	0.86	0.05	9.80	0.07	0.90	0.03	16.33	0.04	0.95	0.02	32.66	0.02	0.99
0.8	0.192	0.10	6.65	0.12	0.77	0.06	9.98	0.08	0.80	0.04	16.63	0.05	0.85	0.02	33.26	0.02	0.92
0.85	0.216	0.11	6.70	0.13	0.71	0.07	10.05	0.08	0.74	0.04	16.75	0.05	0.78	0.02	33.51	0.03	0.85
0.9	0.240	0.12	6.75	0.13	0.66	0.08	10.12	0.09	0.67	0.05	16.87	0.05	0.70	0.02	33.73	0.03	0.75
1	0.293	0.15	6.82	0.15	0.55	0.10	10.24	0.10	0.54	0.06	17.06	0.06	0.53	0.03	34.12	0.03	0.52
1.1	0.351	0.18	6.89	0.16	0.45	0.12	10.33	0.11	0.42	0.07	17.22	0.06	0.38	0.04	34.44	0.03	0.31
1.15	0.382	0.19	6.92	0.17	0.41	0.13	10.38	0.11	0.37	0.08	17.29	0.07	0.31	0.04	34.58	0.03	0.23
1.2	0.415	0.21	6.94	0.17	0.37	0.14	10.41	0.12	0.32	0.08	17.36	0.07	0.26	0.04	34.72	0.03	0.16
1.3	0.484	0.24	6.99	0.19	0.30	0.16	10.48	0.12	0.24	0.10	17.47	0.07	0.17	0.05	34.95	0.04	0.08
1.4	0.558	0.28	7.03	0.20	0.24	0.19	10.55	0.13	0.18	0.11	17.58	0.08	0.10	0.06	35.15	0.04	0.03
1.5	0.637	0.32	7.07	0.21	0.19	0.21	10.60	0.14	0.13	0.13	17.67	0.08	0.06	0.06	35.33	0.04	0.01
1.6	0.721	0.36	7.10	0.23	0.15	0.24	10.65	0.15	0.09	0.14	17.74	0.09	0.04	0.07	35.49	0.05	0.01
1.7	0.811	0.41	7.13	0.24	0.12	0.27	10.69	0.16	0.07	0.16	17.81	0.10	0.02	0.08	35.63	0.05	0
1.8	0.906	0.45	7.15	0.25	0.10	0.30	10.73	0.17	0.05	0.18	17.88	0.10	0.01	0.09	35.75	0.05	0
1.9	1.007	0.50	7.17	0.26	0.08	0.34	10.76	0.18	0.04	0.20	17.93	0.11	0.01	0.10	35.87	0.05	0
2	1.112	0.56	7.19	0.28	0.06	0.37	10.79	0.19	0.03	0.22	17.98	0.11	0.01	0.11	35.97	0.06	0

3. Prélèvements pour l'analyse chimique de plusieurs pools de plusieurs thons

Concentration (µg/g)	Variance calculée	2 pools de 2 individus				2 pools de 3 individus				3 pools de 2 individus				2 pools de 5 individus				2 pools de 10 individus			
		s ²	α	β	P _a	s ²	α	β	P _a	s ²	α	β	P _a	s ²	α	β	P _a	s ²	α	β	P _a
0.01	0.001	0.0003	0.321	0.031	1	0.0002	0.481	0.021	1	0.016	0.006	1.558	0.992	0.000	0.802	0.012	1	0.000	1.604	0.006	1
0.1	0.006	0.003	3.389	0.030	1	0.002	5.084	0.020	1	0.015	0.678	0.148	0.999	0.001	8.473	0.012	1	0.001	16.946	0.006	1
0.2	0.017	0.008	4.772	0.042	1	0.006	7.158	0.028	1	0.021	1.909	0.105	0.998	0.003	11.930	0.017	1	0.002	23.861	0.008	1
0.3	0.033	0.016	5.473	0.055	1	0.011	8.209	0.037	1	0.027	3.284	0.091	0.994	0.007	13.682	0.022	1.000	0.003	27.365	0.011	1
0.4	0.054	0.027	5.896	0.068	0.994	0.018	8.844	0.045	0.999	0.034	4.717	0.085	0.981	0.011	14.739	0.027	1.000	0.005	29.479	0.014	1
0.5	0.081	0.040	6.179	0.081	0.962	0.027	9.268	0.054	0.987	0.040	6.179	0.081	0.944	0.016	15.446	0.032	0.998	0.008	30.893	0.016	1
0.6	0.113	0.056	6.381	0.094	0.879	0.038	9.571	0.063	0.934	0.047	7.657	0.078	0.862	0.023	15.952	0.038	0.979	0.011	31.905	0.019	0.999
0.7	0.150	0.075	6.533	0.107	0.746	0.050	9.799	0.071	0.813	0.054	9.146	0.077	0.717	0.030	16.332	0.043	0.896	0.015	32.665	0.021	0.974
0.8	0.192	0.096	6.651	0.120	0.586	0.064	9.977	0.080	0.637	0.060	10.642	0.075	0.520	0.038	16.628	0.048	0.718	0.019	33.256	0.024	0.843
0.85	0.216	0.108	6.701	0.127	0.507	0.072	10.052	0.085	0.543	0.063	11.392	0.075	0.415	0.043	16.753	0.051	0.605	0.022	33.506	0.025	0.717
0.9	0.240	0.120	6.746	0.133	0.433	0.080	10.119	0.089	0.451	0.067	12.143	0.074	0.315	0.048	16.865	0.053	0.488	0.024	33.730	0.027	0.565
1	0.293	0.147	6.824	0.147	0.304	0.098	10.235	0.098	0.293	0.073	13.647	0.073	0.154	0.059	17.059	0.059	0.283	0.029	34.118	0.029	0.273
1.1	0.351	0.176	6.888	0.160	0.205	0.117	10.332	0.106	0.178	0.080	15.154	0.073	0.059	0.070	17.221	0.064	0.144	0.035	34.441	0.032	0.097
1.15	0.382	0.191	6.917	0.166	0.167	0.127	10.375	0.111	0.136	0.083	15.909	0.072	0.034	0.076	17.292	0.067	0.098	0.038	34.584	0.033	0.052
1.2	0.415	0.207	6.943	0.173	0.135	0.138	10.415	0.115	0.103	0.086	16.663	0.072	0.018	0.083	17.358	0.069	0.066	0.041	34.715	0.035	0.026
1.3	0.484	0.242	6.990	0.186	0.088	0.161	10.485	0.124	0.057	0.093	18.174	0.072	0.004	0.097	17.475	0.074	0.028	0.048	34.950	0.037	0.006
1.4	0.558	0.279	7.031	0.199	0.056	0.186	10.546	0.133	0.031	0.100	19.686	0.071	0.001	0.112	17.577	0.080	0.011	0.056	35.153	0.040	0.001
1.5	0.637	0.318	7.066	0.212	0.036	0.212	10.599	0.142	0.017	0.106	21.199	0.071	0.000	0.127	17.666	0.085	0.004	0.064	35.332	0.042	0.000
1.6	0.721	0.361	7.098	0.225	0.023	0.240	10.647	0.150	0.009	0.113	22.713	0.070	0.000	0.144	17.744	0.090	0.002	0.072	35.489	0.045	0.000
1.7	0.811	0.406	7.126	0.239	0.015	0.270	10.689	0.159	0.005	0.119	24.227	0.070	0.000	0.162	17.814	0.095	0.001	0.081	35.628	0.048	0.000
1.8	0.906	0.453	7.151	0.252	0.009	0.302	10.726	0.168	0.002	0.126	25.743	0.070	0.000	0.181	17.877	0.101	0.000	0.091	35.754	0.050	0.000
1.9	1.007	0.503	7.173	0.265	0.006	0.336	10.760	0.177	0.001	0.132	27.258	0.070	0.000	0.201	17.933	0.106	0.000	0.101	35.866	0.053	0.000
2	1.112	0.556	7.194	0.278	0.004	0.371	10.790	0.185	0.001	0.139	28.774	0.070	0.000	0.222	17.984	0.111	0.000	0.111	35.968	0.056	0.000

Annexe 7 : Risques des producteurs et consommateurs pour l'ensemble des espèces et types de thon

1. Thon frais

		1 thon	2 thons	3 thons	5 thons	10 thons	1 pool de 2 thons	1 pool de 3 thons	1 pool de 5 thons	1 pool de 10 thons	2 pools de 2 thons	2 pools de 3 thons	3 pools de 2 thons	2 pools de 5 thons
Germon	P rejet à 0.85 µg/g	17%	30%	42%	60%	84%	10%	6%	2%	0%	18%	11%	57%	5%
	P acceptation à 1.15 µg/g	29%	9%	3%	0%	0%	20%	15%	8%	2%	15%	2%	3%	1%
Albacore	P rejet à 0.85 µg/g	31%	53%	68%	85%	98%	29%	26%	22%	15%	49%	46%	59%	40%
	P acceptation à 1.15 µg/g	47%	22%	10%	2%	0%	41%	37%	31%	23%	17%	14%	3%	10%
Rouge	P rejet à 0.85 µg/g	30%	52%	66%	84%	97%	27%	24%	19%	12%	47%	42%	54%	35%
	P acceptation à 1.15 µg/g	44%	19%	8%	2%	0%	37%	33%	27%	18%	14%	11%	2%	7%
Patudo	P rejet à 0.85 µg/g	28%	41%	62%	73%	93%	25%	22%	18%	11%	43%	39%	62%	33%
	P acceptation à 1.15 µg/g	46%	18%	10%	1%	0%	39%	35%	28%	19%	15%	12%	7%	8%
Listao	P rejet à 0.85 µg/g	3%	5%	8%	13%	24%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	0%
	P acceptation à 1.15 µg/g	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

2. Thon en conserve

		1 conserve	2 cons.	3 cons.	5 cons.	10 cons.	1 pool de 2 cons.	1 pool de 3 cons.	1 pool de 5 cons.	1 pool de 10 cons.	2 pools de 2 cons.	2 pools de 3 cons.	3 pools de 2 cons.	2 pools de 5 cons.
Germon	P rejet à 0.85 µg/g	23%	41%	55%	73%	93%	18%	14%	9%	3%	32%	26%	60%	16%
	P acceptation à 1.15 µg/g	33%	11%	3%	0%	0%	24%	18%	11%	4%	6%	3%	4%	1%
Albacore	P rejet à 0.85 µg/g	24%	42%	56%	74%	93%	18%	15%	9%	4%	34%	27%	60%	18%
	P acceptation à 1.15 µg/g	33%	11%	4%	0%	0%	24%	19%	12%	4%	6%	3%	4%	1%
Listao	P rejet à 0.85 µg/g	21%	38%	51%	70%	91%	15%	11%	6%	2%	28%	21%	59%	12%
	P acceptation à 1.15 µg/g	26%	7%	2%	0%	0%	17%	11%	6%	1%	3%	1%	3%	0%

Annexe 8 : Approximation des coûts analytiques liés aux différents plans d'échantillonnage

1. Thon frais

	Prix kilo (€/kg)	Poids moyen (kg)	Prix moyen d'un thon (€)	Références
Germon	8,5	7	59	Poisson chez vous (2012)
Albacore	5	50	250	TradeKey (2011)
Rouge	9	50	450	Midi Libre (2012)
Patudo	5,25	40	210	Loew (2009)
Listao	1,8	7	13	Atlantic Sea Food (2012)

	1 thon	2 thons	3 thons	5 thons	10 thons	1 pool de 2 thons	1 pool de 3 thons	1 pool de 5 thons	1 pool de 10 thons	2 pools de 2 thons	2 pools de 3 thons	3 pools de 2 thons	2 pools de 5 thons
Germon	110	230	340	570	1140	150	180	250	420	300	360	440	500
Albacore	330	660	990	1650	3300	580	830	1330	2580	1160	1660	1740	2660
Rouge	530	1060	1590	2650	5300	980	1430	2330	4580	1960	2860	2940	4660
Patudo	290	580	870	1450	2900	500	710	1130	2180	1000	1420	1500	2260
Listao	90	180	280	460	930	110	120	140	210	210	240	320	290

2. Thon en conserve

	Prix moyen au kilo (€/kg)	Prix moyen d'une conserve de 100g (€/100g)	Références
Germon	20	2	Leclerc Drive (2012)
Albacore	15	1.5	
Listao	10	1	

	1 cons.	2 cons.	3 cons.	5 cons.	10 cons.	1 pool de 2 cons.	1 pool de 3 cons.	1 pool de 5 cons.	1 pool de 10 cons.	2 pools de 2 cons.	2 pools de 3 cons.	3 pools de 2 cons.	2 pools de 5 cons.
Germon	80	165	250	410	820	85	90	90	100	170	170	250	180
Albacore	80	165	245	405	815	85	85	90	95	165	165	250	175
Listao	80	160	245	405	810	80	85	85	90	165	165	245	170

Annexe 9 : Représentativité des échantillons élémentaires au sein d'un lot ou du sous-lot

1. Thon frais

Frais - Albacore/Thon rouge/Patudo							
Poids moyen d'un thon (kg)	Poids du lot (kg)	Nombre de thons par lot	1	2	3	5	10
50 kg	25	0.5	200%	400%	600%	1000%	2000%
	50	1	100%	200%	300%	500%	1000%
	100	2	50%	100%	150%	250%	500%
	500	10	10%	20%	30%	50%	100%
	1000	20	5%	10%	15%	25%	50%
	5000	100	1%	2%	3%	5%	10%
	10 000	200	1%	1%	2%	3%	5%
	15 000	300	0%	1%	1%	2%	3%
30 000	600	0%	0%	1%	1%	2%	

Frais - Germon/Listao							
Poids moyen d'un thon (kg)	Poids du lot (kg)	Nombre de thons par lot	1	2	3	5	10
7kg	25	4	28%	56%	84%	140%	280%
	50	7	14%	28%	42%	70%	140%
	100	14	7%	14%	21%	35%	70%
	500	71	1%	3%	4%	7%	14%
	1000	143	1%	1%	2%	4%	7%
	5000	714	0%	0%	0%	1%	1%
	10 000	1429	0%	0%	0%	0%	1%
	15 000	2143	0%	0%	0%	0%	0%
30 000	4286	0%	0%	0%	0%	0%	

Guide de lecture du tableau :

Pour le thon frais, de type albacore, patudo ou thon rouge, lorsque le lot (ou sous-lot) pèse 5 tonnes, cela correspond à environ 100 thons. Ainsi, le prélèvement d'un seul poisson représente 1% de la totalité du lot alors que l'échantillonnage de 10 thons équivaut à prendre 10% du lot.

Le maximum de thons prélevés ne doit pas dépasser 5% pour garantir la stabilité économique du pêcheur.

2. Thon en conserve

Nb unités par lot	Nb d'unités prélevées par lot				
	1	2	3	5	10
10	10%	20%	30%	50%	100%
25	4%	8%	12%	20%	40%
50	2%	4%	6%	10%	20%
100	1%	2%	3%	5%	10%
200	1%	1%	2%	3%	5%
500	0%	0%	1%	1%	2%
1000	0%	0%	0%	1%	1%

Annexe 10 : Description de la construction des VTR

1. Méthylmercure

Organisme	Etudes utilisées		Exposition					Dose utilisée pour le calcul		Facteurs d'incertitudes	VTR		
	Type d'étude	Etudes	Voie	Durée	Effet	Sujet	Nombre d'individus	Doses	Type		Valeur	Nom	Valeur
US EPA (2001)	Epidémiologique	Grandjean <i>et al.</i> (1997), Budtz-Jorgensen <i>et al.</i> (1999)	Orale (ingestion de poisson contaminé)	Chronique (<i>In utero</i> + allaitement + alimentation)	SNC	Homme	900/779/38	ND	BMDL ₀₅	0,9 à 1,5 mg.(kg pc.j) ⁻¹	10 (3 pour le modèle toxicocinétique et 3 pour l'incertitude globale du modèle)	RfD	0,1 µg.(kg pc.j) ⁻¹
ATSDR (1999)		Davidson <i>et al.</i> (1998)			Développement neurologique	Homme	700		NOAEL	1,3 mg.(kg pc.j) ⁻¹	4,5 (3 pour l'utilisation de modèles et 1,5 pour ne pas avoir intégré l'étude des îles Féroé)	MRL	0,3 µg.(kg pc.j) ⁻¹
RIVM (2001)		ATSDR (1999)			Développement neurologique	Homme	700		NOAEL	1,3 mg.(kg pc.j) ⁻¹	10 (utilisation d'un modèle)	TDI	0,1 µg.(kg pc.j) ⁻¹
OMS (2003)		Budtz-Jorgensen <i>et al.</i> (1999), Rice <i>et al.</i> (2003) et ATSDR (1999)			Développement neurologique	Homme	900/779/38		NOAEL	1,5 mg .(kg pc.j) ⁻¹	6,4 (3,2 pour l'incertitude globale du modèle et 2 pour la variabilité interindividuelle)	DHT P	1,6 µg.(kg pc.sem) ⁻¹

Remarques :

- Les trois organismes se sont basés sur les trois mêmes études épidémiologiques d'exposition à long terme (Seychelles, îles Féroé et Nouvelle-Zélande)
- Les NOAEL sont issues d'une approximation de la quantité de mercure ingérée à partir de la concentration dans le sang ou les cheveux
- Les facteurs d'incertitudes sont essentiellement basés sur les modèles de calculs utilisés :
 - o Variabilité interindividuelle relative à la concentration dans le sang approximée par celles des cheveux
 - o Utilisation d'un modèle pharmacocinétique (variabilité interindividuelle entre la quantité ingérée et la concentration dans le sang)

2. Chlorure mercurique

Organisme	Etudes utilisées		Exposition					Dose utilisée pour le calcul		Facteurs d'incertitudes	VTR		
	Type d'étude	Etudes	Voie	Durée	Effet	Sujet	Nombre d'individus	Doses	Type		Valeur	Nom	Valeur
ATSDR (2001)	Toxicologique – <i>In vivo</i> sur animaux	NTP (1993)	Orale	Aigüe (14 jours)	Atteinte rénale	Rat	344	0/0,93/1,9/3,7/7,4/14,8 mg.(kg pc.j) ⁻¹	NOAE L	0,93 mg.(kg pc.j) ⁻¹	100 (10 pour la variabilité inter-espèce et 10 pour la variabilité intra-espèce)	MRL	7 µg.(kg pc.j) ⁻¹
ATSDR (2001)				NOAE L					0,23 mg.(kg pc.j) ⁻¹	MRL		2 µg.(kg pc.j) ⁻¹	
RIVM (2000)				Sub-Chronique (26 semaines)			120	0/0,23/0,46/0,93/1,9/3,7 mg.(kg pc.j) ⁻¹	NOAE L	0,23 mg.(kg pc.j) ⁻¹		TDI	2 µg.(kg pc.j) ⁻¹
OMS (2008)									NOAE L	0,23 mg.(kg pc.j) ⁻¹		TDI	2 µg.(kg pc.j) ⁻¹
US EPA (1995)		Bernaudin <i>et al.</i> (1979)		Sub-Chronique (8 semaines)			41	0/0,1/0,5/0,5/1/2 mg.(kg pc.j) ⁻¹	LOAEL	0,23 mg.(kg pc.j) ⁻¹		1000 (10 pour la variabilité inter-espèce, 10 pour l'utilisation d'une étude sub-chronique et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL)	RfD

3. Mercure total

Organisme	Date	Voie	Exposition	Etudes utilisées	Voie d'exposition	VTR	
OMS	1972	Orale	Chronique	ND	Ingestion	DHTP	5 µg.(kg pc.sem) ⁻¹

L'OMS-JECFA a édité en 1972 une VTR pour le mercure total. Elle a été réaffirmée en 1978, 1989 et 1999 (AFSSET, 2004). Cependant, cette valeur, bien que très souvent utilisée, n'est pas décrite dans la littérature.

Annexe 11 : Données de consommation

1. En lait maternel

Age (mois)	Consommation moyenne (mL.(kg pc.j) ⁻¹)	Poids moyen (kg) (Sempé, 1979)	Consommation moyenne (mL/j)	Consommation moyenne (L/sem)
< 1	150	3,3	495	3,5
1	150	4	600	4,2
2	144	5	720	5
3	127	5,5	699	4,9
4	112	6	672	4,7
5	100	6,8	680	4,8
6	101	7,4	747	5,2
			Médiane	5

2. Pour les nourrissons de 6 mois à 2 ans

1. Etude NHANES des Etats-Unis issue du Child Exposure Factors Handbook (US EPA, 2011) des enfants de 1 à 2 ans

Toute population				Consommateurs seulement		
Effectif	% consommateurs	Moyenne (g.(kg pc/j) ⁻¹)	Moyenne (g/sem)	Effectif	Moyenne (g.(kg pc/j) ⁻¹)	Moyenne (g/sem)
1052	17	0,3	21,8	183	1,5	126

2. Estimation de la consommation en thon pour les nourrissons de la population française

Consommation de poisson et fruits de mer (INCA 2) (g/sem)	Consommation moyenne de thon (INCA 2) (g/sem)	Pourcentage de thon parmi les poissons et fruits de mer	Toute population		Consommateurs seulement	
			Consommation moyenne NHANES (g/sem)	Estimation de la consommation de thon (g/sem)	Consommation moyenne NHANES (g/sem)	Estimation de la consommation de thon (g/sem)
107,8	9,4	0,1	21,8	1,9	126	10,9

3. Consommation moyenne en thon pour les forts consommateurs de produits de la mer

Sous-population	Hommes adultes (18-64 ans) (N= 243)	Femmes adultes (18-64 ans) (N= 630)	Sujets âgés (Plus de 65 ans) (N= 123)	Femmes en âge de procréer (18-44 ans) (N= 344)
Thon frais (g/sem)	32,6	28	29,3	24
Thon en conserve (g/sem)	52,3	45	21,8	55,3

Annexe 12 : Calcul de la concentration dans le lait maternel

1. Dans la phase lipidique du lait (INERIS, 2003)

$$C_l = E_{\text{mère}} \times \text{Abs} \times P \times B \times T$$

Avec :

C_l : concentration en contaminant dans la phase lipidique du lait maternel ($\mu\text{g/L}$ de lait)

$E_{\text{mère}}$: exposition journalière de la mère *via* l'alimentation ($\mu\text{g} \cdot (\text{kg pc} \cdot \text{j})^{-1}$)

Abs : fraction absorbée par la mère en contaminant (sans unité) (95% pour le MeHg et 7% pour l'HgCl₂)

P : poids corporel de la mère (kg pc)

B : facteur de bio-transfert de la molécule dans les lipides du lait maternel (kg/j)

$$B = 0,00062 \times K_{ow} \text{ (US EPA, 1998)}$$

K_{ow} : coefficient de partage eau/huile de la molécule (sans unité) (3,3 pour l'HgCl₂ et 1,7 pour le MeHg) (Carmouze, et al., 2001)

T : taux de lipides du lait maternel ($T = 45 \text{ g de lipides/L de lait} = 0,045 \text{ kg/L}$) (FAO, 1995)

2. Dans la phase aqueuse du lait (US EPA, 1998)

$$C_a = \frac{E_{\text{mère}} \times P \times \text{Abs} \times f_{pl} \times P_p}{k_{elim} \times f_p}$$

Avec :

C_a : concentration en contaminant dans la phase aqueuse du lait maternel ($\mu\text{g/L}$ de lait)

$E_{\text{mère}}$: exposition journalière de la mère *via* l'alimentation ($\mu\text{g} \cdot (\text{kg pc} \cdot \text{j})^{-1}$)

P : poids corporel de la mère (kg pc)

Abs : fraction absorbée par la mère en contaminant (sans unité) (95% pour le MeHg et 7% pour l'HgCl₂)

f_{pl} : fraction du contaminant passant dans le compartiment plasmatique (sans unité)

$$f_{pl} = \frac{f_s \times f_p}{f_p + C_p \times (1 - f_p)}$$

f_s : fraction du contaminant passant dans le sang (sans unité) (US EPA, 2000)

f_p : fraction de plasma par rapport au poids corporel (0,55 kg plasma/kg pc) (The Franklin Institute, 2012)

C_p : coefficient de répartition du polluant entre les hématies et le plasma (sans unité) (valeur par défaut : 1)

P_p : proportion entre le plasma et la phase aqueuse du lait maternel (valeur par défaut : 1)

k_{elim} : constante d'élimination corporelle (j^{-1})

$$k_{elim} = \frac{\text{Ln}2}{t_{1/2}}$$

$t_{1/2}$: durée de demi-vie du contaminant dans le lait maternel (j) (45 j pour l'HgCl₂ et 75 j pour le MeHg) (International Agency for Research on Cancer, 1993)

f_p : Fraction de plasma sanguin (valeur par défaut : 0,046 kg plasma/kg pc)

3. Formule de calcul de l'exposition du nouveau-né (US EPA, 1998)

$$DHE = \frac{[C_l \times T + C_a \times (1 - T)] \times L}{P_{nn} \times \text{Abs}}$$

Avec :

DHE : dose Hebdomadaire d'Exposition ($\mu\text{g} \cdot (\text{kg pc} \cdot \text{j})^{-1}$)

C_l : concentration en contaminant dans la phase lipidique du lait maternel ($\mu\text{g/kg}$)

T : taux de lipides du lait maternel ($T = 45 \text{ g de lipides/L de lait} = 0,045 \text{ kg/L}$) (FAO, 1995)

C_a : concentration en contaminant dans la phase aqueuse du lait maternel ($\mu\text{g/L}$ de lait)

L : consommation en lait maternel par jour (kg/sem)

P_{nn} : poids corporel du nouveau-né (kg)

Abs : fraction absorbée par la mère en contaminant (sans unité) (95% pour le MeHg et 7% pour HgCl₂)

Annexe 13 : Paramètres utilisés pour les calculs des expositions

Facteurs	Sous-groupes	Distributions utilisées	Unités
Composition en thon dans les aliments complexes	Sandwichs	Triangulaire (0,146; 0,15; 0,192)	sans unité
	Salades	Triangulaire (0,21; 0,26; 0,3)	
	Rillettes	Triangulaire (0,42; 0,5; 0,6)	
Consommation en thon (exposition aigüe)	Rillettes	Triangulaire (7,14;51)	g/portion
	Salades	Triangulaire (4,21;139)	
	Sandwichs	Triangulaire (10,21;68)	
	Conserves au naturel	Triangulaire (3,23;188)	
	Thon au four	Triangulaire (8,144;376)	
	Thon cru	Triangulaire (14,32;54)	
	Conserves à l'huile	Triangulaire (3,45;121)	
Consommation en lait	Nouveau-nés 0 - 6 mois	Triangulaire (3,5;5,2)	L/sem
Poids corporel	Nouveau-nés 0 - 6 mois	Log-normale (5.43;1.46;RiskTruncate(2.5;7.4))	Kg pc
	Nourrissons 0,5-2 ans	Log-normale (12;5.72;RiskTruncate(7;25))	
	Enfants 3-17 ans	Poids individuels	
	Adultes	Log-normale (54.399;14.435;RiskShift(14.408))	
	Adultes 18-64 ans - Hommes	Log-normale (50.359;12.182;RiskShift(26.933))	
	Adultes 18-64 ans - Femmes	Log-logistique (29.315;31.031;4.9085)	
	Sujets âgés sup 65 ans	Log-normale (67.862;13.348;RiskShift(3.3876))	
	Femmes en âge de procréer 18-44 ans	Log-logistique (27.019;32.238;5.5609)	
Contamination en Hgt	Thon frais	Log-Normale (0,370; 0,293)	µg/g
	Conserve Listao	Log-Normale (0,128; 0,135)	
	Conserve Germon	Log-Normale (0,350;0,128)	
Pourcentage de Hgt en MeHg	Thon frais	Triangulaire (0,70; 0,78; 1)	µg/g
	Thon en conserve	Triangulaire (0,51; 0,59; 0,67)	
Pourcentage de Hgt en HgCl ₂	Thon frais	1-Triangulaire (0,70; 0,78; 1)	µg/g
	Thon en conserve	1 - Triangulaire (0,51; 0,59; 0,67)	
Effet cuisson	Thon frais	Triangulaire (0,04;0,16;0,25)	sans unité

Annexe 14 : Expositions au mercure *via* l'ingestion de thon

1. Exposition aiguë au chlorure mercurique

Aliment	P ₉₅ de l'exposition aiguë (ng.(kg pc.portion) ⁻¹)
Rillettes	94
Sandwiches	98
Salades	166
Conserves au naturel	217
Thon au four	210
Thon cru	158
Conserves à l'huile	162

2. Exposition chronique au mercure total et méthylmercure

A. Population générale

Résultats de l'exposition

Population d'étude	Age (ans)	Exposition au Hgt (ng.(kg pc.sem) ⁻¹)			Exposition au MeHg (ng.(kg pc.sem) ⁻¹)			Exposition au Hgt <i>via</i> la consommation de poissons (EAT 2) (ng.(kg pc.sem) ⁻¹)	
		Moyenne ± ET	P50	P95	Moyenne ± ET	P50	P95	Moyenne	P95
Nouveau-nés	0 à 0,5	467 ± 115	448	688	458 ± 113	439	675	ND	ND
Nourrissons	0,5 à 2	21 ± 24	14	64	13 ± 14	8	38	ND	ND
Population générale	3 à 79	61 ± 40	50	132	44 ± 28	36	96	ND	ND
Enfants	3 à 17	59 ± 42	48	134	39 ± 27	33	88	ND	ND
Enfants	3 à 8	73 ± 55	59	167	49 ± 35	40	109	38	214
Adolescents	9 à 17	49 ± 37	40	113	34 ± 24	28	75	13	79
Adultes	18 à 64	56 ± 36	47	124	42 ± 27	35	92	17	
Personnes âgées	65 et plus	31 ± 23	25	72	21 ± 15	17	48	13	81
Femmes en âge de procréer	18 à 44	68 ± 47	56	150	46 ± 31	39	103	17	94
Vie entière	0 à 79	54 ± 23	49	98	40 ± 17	36	72	ND	ND

Contribution des sous-populations dans l'exposition « vie entière »

Catégories d'âge	Pourcentage de contribution à l'exposition vie entière
0-6 mois	5%
6 mois - 2 ans	1%
3-8 ans	11%
9-17 ans	11%
18-64 ans	62%
65-79 ans	11%

B. Consommateurs de thon seulement

Exposition au mercure *via* le thon

Population d'étude	Age (ans)	Exposition au Hgt (ng.(kg pc.sem) ⁻¹)			Exposition au MeHg (ng.(kg pc.sem) ⁻¹)		
		Moyenne ± ET	P50	P95	Moyenne ± ET	P50	P95
Nouveau-nés	0 à 0,5	1650 ± 410	1585	2442	1620 ± 403	1555	2397
Nourrissons	0,5 à 2	125 ± 146	82	373	74 ± 87	49	221
Population générale	3 à 79	273 ± 181	226	596	197 ± 127	164	431
Enfants	3 à 17	380 ± 253	317	841	265 ± 170	224	578
Enfants	3 à 8	366 ± 278	296	838	247 ± 176	202	547
Adolescents	9 à 17	256 ± 194	210	590	174 ± 123	143	390
Adultes	18 à 64	260 ± 168	219	571	195 ± 126	164	430
Personnes âgées	65 et plus	159 ± 118	128	374	109 ± 78	90	250
Femmes en âge de procréer	18 à 44	238 ± 165	196	529	163 ± 108	136	362
Vie entière	0 à 79	256 ± 108	233	457	188 ± 80	171	337

Contribution des sous-populations dans l'exposition « vie entière »

Catégories d'âge	Pourcentage de contribution à l'exposition vie entière
0-6 mois	4%
6 mois - 2 ans	1%
3-8 ans	11%
9-17 ans	12%
18-64 ans	60%
65-79 ans	12%

Part des aliments dans l'exposition *via* l'ingestion de thon

Aliment	Pourcentage de contribution de l'aliment
Rillettes	1%
Sandwichs	2%
Salades	3%
Conserves au naturel	45%
Thon four	45%
Thon cru	1%
Conserves à l'huile	3%

Part du thon dans l'exposition au MeHg *via* la consommation de poissons sauvages

Tranches d'âge (ANSES, 2004)	Exposition au MeHg <i>via</i> les poissons sauvages (AFSSA, 2004)	Exposition médiane au MeHg <i>via</i> le thon (étude présente)	Part du thon dans l'exposition au MeHg (%)
3-8 ans	1.54	0.202	13
15-24 ans	0.39	0.143	37
25-64 ans	0.51	0.164	32
65 ans et plus	0.61	0.090	15

C. Forts consommateurs de produits de la mer

Population d'étude	Age (ans)	Exposition au Hgt (ng.(kg pc.sem) ⁻¹)			Exposition au MeHg (ng.(kg pc.sem) ⁻¹)		
		Moyenne ± ET	P50	P95	Moyenne ± ET	P50	P95
Adultes Hommes	18 à 64	271 ± 179	230	600	203 ± 137	168	456
Adultes Femmes	18 à 64	291 ± 194	242	652	218 ± 150	180	494
Personnes âgées	65 et plus	220 ± 155	180	505	172 ± 113	138	404
Adultes	18 et plus	277 ± 129	251	516	209 ± 99	187	393
Femmes en âge de procréer	18 à 44	292 ± 196	243	651	213 ± 143	177	475

Annexe 15 : Taux de consommateurs dans l'étude INCA 2

1. Taux de consommateurs (T_i) dans la population générale

Sous-Population		Rillettes de thon	Sandwichs	Salades	Conserves au naturel	Thon au four	Thon cru	Conserves à l'huile
Enfants	3-17 ans	1%	1%	2%	14%	1%	0%	1%
Jeunes enfants	3-8 ans	1%	1%	2%	13%	1%	0%	1%
Adolescents	9-17 ans	1%	1%	1%	15%	1%	0%	0%
Adultes	18-64 ans	0%	2%	1%	12%	2%	0%	1%
Femmes en âge de procréer	18-44 ans	1%	4%	1%	19%	2%	0%	1%
Personnes âgées	≥ 65 ans	0%	0%	1%	14%	1%	0%	0%
Adultes	18-79 ans	1%	2%	1%	14%	2%	0%	1%
Population totale	3-79 ans	1%	2%	1%	15%	2%	0%	1%

2. Taux de consommateurs (T'_i) dans la population des consommateurs de thon uniquement

Sous-Population		Rillettes de thon	Sandwichs	Salades	Conserves au naturel	Thon au four	Thon cru	Conserves à l'huile
Enfants	3-17 ans	5%	5%	9%	77%	6%	1%	3%
Jeunes enfants	3-8 ans	7%	4%	11%	65%	7%	1%	5%
Adolescents	9-17 ans	5%	5%	7%	76%	6%	1%	3%
Adultes	18-64 ans	2%	10%	6%	66%	10%	1%	5%
Femmes en âge de procréer	18-44 ans	3%	14%	4%	67%	8%	1%	3%
Personnes âgées	≥ 65 ans	2%	0%	6%	72%	7%	0%	2%
Adultes	18-79 ans	2%	10%	6%	66%	10%	1%	5%
Population totale	3-79 ans	3%	7%	7%	69%	8%	1%	5%

Annexe 16 : Sur- ou sous-estimation du risque lié aux incertitudes

Etape de l'EQRS	Incertaineté	Sur- (↗) ou sous-estimation (↘) du risque
Identification des dangers	Sous-estimation de la teneur en MeHg	↘
Choix des VTR	Absence de VTR aiguë pour le MeHg	↘
	Absence de VTR chronique pour le HgCl ₂	=
	Construction de la DHTP du MeHg (foetus et jeunes enfants)	↗ (pour individus de plus de 8 ans)
	Construction de VTR du MeHg et HgCl ₂ basée sur des effets induits différents	↘
	Absence de VTR sub-chronique en MeHg pour les nouveau-nés	↗
Evaluation de l'exposition	Non prise en compte des populations sensibles tels que les foetus et déficients en peroxydase	↘
	Choix des aliments non exhaustif	↘
	Choix de la teneur en thon dans les aliments	↘ ou ↗
	Prise en compte d'un seul aliment dans l'exposition aiguë	↘
	Absence d'évaluation de la co-exposition lait maternel/aliment à base de thon pour les 0 à 2 ans	↘
	Données de consommation seulement sur une semaine	↘ ou ↗
	Non prise en compte des personnes mangeant à l'extérieur (ex : restauration japonaise)	↘
	Facteur liés à l'effet de cuisson	↘ ou ↗
	Choix de la distribution des poids corporels des 0 à 2 ans	↘ ou ↗

Annexe 17 : Consommations Maximales Théoriques hebdomadaires relatives au risque lié au méthylmercure

Population d'étude (consommateurs seulement)	Poids utilisé (kg)	Concentration utilisée ($\mu\text{g/g pf}$)	CMT* MeHg (g/sem)
Nouveau-nés 0 – 6 mois	5	Distribution triangulaire (0,128 ; 0,128 ; 1,15x0,370)	6
Nourrissons 6 mois - 2 ans	15		35
Enfants/Adultes 3-79 ans	70		130
Enfants 3-8 ans	Distribution triangulaire (11 ; 21 ;49)		50
Femmes en âge de procréer 18-44 ans	60		150
Forts consommateurs de produits de la mer Adultes 18-79 ans	70		150
Forts consommateurs de produits de la mer Femmes en âge de procréer 18-44 ans	60		130

* : Valeurs des CMT arrondies

MORISSET

Typhaine

October of 2012

Sanitary Engineering

Promotion 2012

Approach to mercury contaminated tunas : sampling plans validation and health risk assessment

UNIVERSITY PARTNERSHIP : University of Western Brittany (UBO)

Abstract:

Tuna, affected specie by mercury contamination, is one of predatory fish the most consumed in France. In relation to this thematic, this report is differentiated into two issues :

- Is it a health benefit to establish a sampling plan validated in the European Community?
- Can the French population have a health risk due to a mercury exposure through consumption of tuna?

BASELINE, European project, based on the validation of sampling plans, chose tunas and mercury as a research focus.

Thus, the statistical validation by Whitaker's method was applied in three steps: adjustment of the concentration data to a theoretical distribution, study of the total variance and editing operating curves.

In general, the chemical analysis of a pool of ten tuna is the best sampling plan for the majority of species (except skipjack tuna). This result is in agreement with the European Regulation about sampling methods for mercury analysis.

A health risk assessment *via* the consumption of tuna has been conducted drawing on four steps commonly used (identification of hazard, study of the dose-response, exposure assessment and risk characterization). The three forms of mercury: total mercury, methylmercury and mercuric chloride, are tested. Exposure was assessed by probabilistic approach to be closest to reality values. Risk "whole life" has proven to consumers of tuna only and high consumers of seafood.

Finally, a minimum lot size should be implemented to ensure the best mercury contamination of the batch. Concerning the health risk assessment, recommendations of tuna consumption should be followed by pregnant or lactating women and young children aged 0 to 8.

Key words :

Mercury, tuna, sampling, Whitaker, health, risk, probabilistic

L'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les mémoires : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.

MORISSET

Typhaine

Octobre 2012

Ingénieur du Génie Sanitaire

Promotion 2012

Thématique de la contamination du thon par le mercure : validation des plans d'échantillonnage et évaluation du risque sanitaire

PARTENARIAT UNIVERSITAIRE : Université de Bretagne Occidentale

Résumé :

Le thon, espèce concernée par la contamination au mercure, est l'un des poissons prédateurs le plus consommé en France. Par rapport à cette thématique, le mémoire s'est différencié en deux problématiques :

- Y-a-t-il un intérêt sanitaire à mettre en place une méthode d'échantillonnage validée au niveau européen ?
- La population française peut-elle craindre un risque pour sa santé lors d'une exposition au mercure *via* la consommation de thon ?

Le projet européen BASELINE, basé sur la validation des plans d'échantillonnage, a choisi le thon comme axe de recherche.

Ainsi, une validation statistique par la méthode de Whitaker a été réalisée en suivant trois étapes : ajustement des données de concentrations à une distribution théorique, l'étude de la variance totale et édition des courbes d'efficacité. En général, l'analyse d'un pool de dix thons est le meilleur plan d'échantillonnage pour la majorité des espèces (sauf le thon listao). Ce résultat est en accord avec le Règlement européen fixant les méthodes de prélèvement pour l'analyse du mercure.

Une évaluation des risques sanitaires liés à la consommation de thon a également été menée en suivant les quatre étapes habituellement usitées (identification du danger, étude de la relation dose-réponse, évaluation de l'exposition et caractérisation du risque). Les trois formes de mercure testées sont le mercure total, le méthylmercure et le chlorure mercurique. L'exposition a été évaluée par la méthode probabiliste permettant d'être au plus proche de la réalité. Un risque « vie entière » est avéré pour les consommateurs de thon uniquement et les forts consommateurs de produits de la mer.

Au final, une taille de lot minimale devrait être mise en place afin d'assurer la meilleure représentativité de la contamination du lot. Concernant le risque sanitaire, les recommandations de consommation en thon devraient être suivies par les femmes enceintes ou allaitantes et les jeunes enfants de 0 à 8 ans.

Mots clés :

Mercure, thon, échantillonnage, Whitaker, risque, sanitaire, probabiliste

L'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique n'entend donner aucune approbation ni improbation aux opinions émises dans les mémoires : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.