

Rapport

Seine-Aval 4



RISKENSEINE

Risque sanitaire et environnemental
d'origine chimique dans l'estuaire
de la Seine



Bocquené G., Abarnou A., Boulon A. I., Dallet M., Stril P.,
Bourretz O.



Mars 2012



GIP Seine-Aval
Pôle Régional des Savoirs
115 Bd de l'Europe
76 100 - Rouen

tel : 02 35 08 37 64
<http://www.seine-aval.fr>



**RiskenSeine : risque sanitaire et environnemental
d'origine chimique dans l'estuaire de la Seine**

Gilles Bocquené, Alain Abarnou, Anne Isabelle Boulon

Melissa Dallet, Pauline Stril, Ombeline Bourretz.

Ifremer, Nantes. Cellule d'Analyse du Risque Chimique environnemental

SOMMAIRE :	P2
GLOSSAIRE	P 5
1. CONTEXTE, OBJECTIFS ET RESUME DU PROJET	P 9
2. ÉVALUATION DE L'EXPOSITION DU CONSOMMATEUR DE PRODUITS DE LA MER AUX CONTAMINANTS CHIMIQUES EN BAIE DE SEINE	P. 11
2.1 Introduction	P. 11
2.2 Méthode	P. 11
<i>2.2.1 Une démarche d'évaluation des risques</i>	P. 11
<i>2.2.2 Définitions des niveaux d'exposition et scenarii de consommation</i>	P. 12
<i>2.2.3 Choix des contaminants chimiques et origine des données</i>	P. 13
2.3 Résultats	P. 14
<i>2.3.1 Les éléments traces réglementés : Cd, Hg et Pb</i>	P. 15
<i>2.3.2 Autres éléments traces</i>	P. 31
<i>2.3.3 PCB, PCB-DL et dioxines</i>	P. 32
<i>2.3.4 HAP</i>	P. 40
<i>2.3.5 PBDE</i>	P. 44
<i>2.3.6 PFC</i>	P. 49
<i>2.3.7 Substances moins systématiquement recherchées : alkyls phénols et phtalates</i>	P. 52
2.4 Discussion : contribution de la consommation des produits de la mer à l'exposition aux contaminants	P. 60
3. METHODOLOGIE D'ESTIMATION DU RISQUE POUR L'ECOSYSTEME ESTUARIEN	P. 62
3.1 Les Directives Européennes et l'estimation du risque pour les écosystèmes	P. 62
3.2 Le TGD, outil méthodologique de l'estimation du risque environnemental	P. 63
3.3 Le risque environnemental d'origine chimique en estuaire de Seine	P. 68

3.3.1 <i>L'estuaire de la Seine</i>	P. 68
3.3.2 <i>Le projet RiskenSeine</i>	P. 68
3.3.3 <i>Détermination de PNEC locales pour l'atrazine</i>	P. 70
3.3.3.1 <i>Choix du contaminant</i>	P 71
3.3.3.2 <i>Sélection d'espèces indigènes du système estuarien</i>	P. 71
3.3.3.2.1 <i>Sélection des espèces de phytoplancton</i>	P 75
3.3.3.2.2 <i>Sélection des espèces de crustacé</i>	P 78
3.3.3.2.3 <i>Sélection des espèces de poisson</i>	P 87
3.3.4 <i>Construction d'une base de données d'écotoxicité pour les espèces sélectionnées</i>	P. 97
3.3.5 <i>Calcul des PNEC_{locale} pour chaque tronçon de l'estuaire</i>	P. 98
3.4. Discussion	P. 101
3.5. Une réponse alternative à la question du risque chimique <i>in situ</i>	
P. 103	
3.5.1 <i>Le risque environnemental du point de vue du gestionnaire</i>	P 104
3.5.2 <i>Le risque environnemental du point de vue du pêcheur</i>	P 104
3.5.3 <i>Le risque environnemental du point de vue du scientifique</i>	P 105
3.6. Conclusions et perspectives	P. 107
4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	P. 108

GLOSSAIRE

Amphihaline : qualifie une espèce migratrice dont une partie du cycle biologique s'effectue en mer et une autre en rivière. Parmi elles, se distinguent les espèces anadromes qui vivent en mer et se reproduisent en rivière, comme le saumon, et les espèces catadromes qui vivent en rivière et se reproduisent en mer, comme l'anguille.

ASFA : Aquatic Sciences and Fishery Abstract. Banque de publications scientifiques dans le domaine de l'eau et la pêche.

ANSES ! Agence Nationale de Sécurité sanitaire, de l'alimentation et de la Sécurité au travail.(ex AFSSA)

AQUIRE = AQUatic toxicity Information Retrieval. Base de données écotoxicologiques.de l'Agence de protection de l'environnement des USA (USA EPA).

ARC: Cellule mixte Ifremer/Ineris sur l'analyse du risque chimique en milieu marin.

BCF : Bioconcentration Factor. Facteur caractérisant la capacité de bioaccumulation d'une substance pour une espèce donnée.

Benthique : se dit d'une espèce inféodée aux sédiments.

Bioconcentration : mécanisme correspondant l'accumulation d'une substance dans un organisme aquatique directement à partir de l'eau (cas des organismes filtreurs).

Bioaccumulation : augmentation de la concentration d'un contaminant à chaque maillon d'une chaîne trophique.

Biodisponibilité : état sous lequel une substance peut être absorbée par les tissus des organismes. Peut être le plus important des facteurs pour la détermination du degré de pénétration dans la chaîne alimentaire et d'accumulation dans les tissus biologiques d'un contaminant présent dans l'eau ou dans les sédiments.

Caractérisation du risque : estimation de l'incidence et de la gravité des effets préjudiciables probables dans une population humaine ou dans un compartiment de l'environnement par suite d'une exposition réelle ou prédite à une substance ; elle peut inclure l'estimation du risque, autrement dit la quantification de cette probabilité.

Chaîne trophique : suite de compartiments ou maillons reliés par des liens trophiques, dans laquelle la (ou les) population(s) constituant un maillon consomme(nt) le maillon précédent et sert (servent) de nourriture au maillon suivant.

CMA : Concentration Maximale Admissible

Contaminant / polluant : un contaminant est défini comme un composé chimique d'origine naturelle ou anthropique présent dans l'environnement sans provoquer d'effets toxiques pour l'écosystème. Le terme polluant caractérise le composé exerçant des effets toxiques pour l'écosystème.

DCE : Directive Européenne Cadre sur l'Eau. Directive 2000/60/CE. établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau pour la gestion des eaux intérieures de surface, des eaux souterraines, des eaux de transition (eaux estuariennes) et des eaux côtières, afin de

prévenir et de réduire leur pollution, de promouvoir leur utilisation durable, de protéger leur environnement, d'améliorer l'état des écosystèmes aquatiques et d'atténuer les effets des inondations et des sécheresses.

DGAL : Direction Générale à l'Alimentation.

DHT : Dose Hebdomadaire Tolérable

Diatomées : classe de microalgues ayant une frustule siliceuse, abondantes dans le plancton printanier et dans le microphytobenthos.

DMTP : Dose mensuelle tolérable provisoire

Dulçaquicole (ou dulcicole) : se dit des milieux et des organismes des eaux douces.

Estuaire : zone de transfert entre le milieu fluvial et l'océan, soumise à l'influence plus ou moins importante de la marée. C'est une zone de mélange entre les eaux douces et marines dont les caractéristiques physico-chimiques (salinité, pH, éléments majeur et traces, concentration en particules) sont très différentes. Ce mélange va induire un gradient très important des propriétés physico-chimique des eaux, variable dans l'espace et dans le temps.

E.T. : Ecart-type.

Euryhalin : qui supporte une grande variation de la salinité.

Evaluation de l'exposition : détermination des émissions, des voies de pénétration et de la vitesse du mouvement d'une substance ainsi que de sa transformation ou de sa dégradation, ceci dans le but d'estimer la teneur / les doses auxquelles les populations humaines ou les compartiments environnementaux sont exposés ou susceptibles de l'être.

Evaluation du risque : détermination du rapport entre l'exposition prédite et les effets préjudiciables, elle se déroule en quatre grandes phases : détermination des dangers, évaluation de l'exposition, évaluation des effets et caractérisation du risque.

Halieutique : se dit d'une ressources ou espèce marine exploitable par la pêche.

HAP : Hydrocarbure Aromatique Polycyclique

HC5 : Hazardous Concentration 5% (concentration seuil sensée protéger 95% des espèces d'un écosystème

Hydrophobe : se dit d'une substance qui n'est pas soluble dans l'eau et qui, est soluble dans les solvants peu polaires et notamment dans les graisses.

IARC : Agence internationale pour la recherche sur le cancer.

JEFCA : Comité d'experts FAO/OMS sur les additifs alimentaires.

Kow, coefficient de partition d'une substance dans un mélange octanol/eau. Le Log Kow caractérise la capacité d'une substance à se bioaccumuler dans les lipides.

LC50 : dose létale 50, concentration entraînant 50% de mortalité des individus exposés à une substance donnée

LMR : Limite Maximale de Résidus autorisée

Mésozooplancton : organismes planctonique dont la taille est comprise entre 200 µm et 1 mm.

Mysidacé : petit crustacé pélagique (taille inférieure à 1 cm).

NOEC: No Observed Effect Concentration : la plus forte concentration d'une substance pour laquelle aucun effet n'a été observé.

Nourricerie : zone du rivage peu profonde, souvent en zone côtière ou estuarienne où les très jeunes poissons se nourrissent et se développent avant de s'éloigner vers le large.

NQE: Norme de Qualité Environnementale, elle est calculée pour une substance donnée afin de protéger les écosystèmes et la santé humaine.

PCDD : polychlorodibenzo-p-dioxines

PCDF : polychlorodibenzo-furanes

Pélagique : on dit d'une espèce qu'elle est pélagique lorsqu'elle vit en pleine eau sans lien étroit avec le fond.

Persistance : capacité d'une substance à rester inchangée dans le milieu.

PEC : Predicted Environmental Concentration. Concentration environnementale prédite à laquelle un individu est exposé. Elle peut être soit mesurée, soit calculée.

PFOA : acide perfluorooctanoïque

PFOS : sulfonate de perfluorooctane

p. h. : poids humide

PNEC : Predicted No Effect Concentration , concentration prévisible sans effet. La plus forte concentration sans effet pour une substance donnée.

p. s. : poids sec

POP : Polluant Organique Persistant dans l'environnement

REACH : Registration Evaluation and Authorisation of Chemicals. Règlement européen sur les substances chimiques.

RNO : Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin

ROCCh : Réseau d'Observation de la Contamination Chimique (anciennement RNO)

SSD : Species Sensitivity Distribution (distribution de sensibilité des espèces pour une substance donnée))

Sténohalin : qualifie un organisme aquatique qui ne tolère pas de grandes variations de salinité.

Substances dangereuses : substances classées dans l'une des catégories suivantes :

- substance ou groupe de substances, toxiques, persistantes et susceptibles d'être bioaccumulés ;
- substance ou groupe de substances qui, même si elle ne répondent pas à tous les critères de toxicité, de persistance et de bioaccumulation, suscitent un niveau équivalent de préoccupation.

Suprabenthos : ensemble des animaux de petite taille, en particulier des crustacés, possédant de bonnes capacités natatoires et pouvant occuper, pendant des périodes et à des distances variables, la couche d'eau adjacente au fond.

TEQ : Quantité toxique équivalente en dioxine.

TGD : Technical Guidance Document. Guide technique européen pour l'estimation du risque.

Toxicité : capacité d'une substance à causer un dommage à un organisme vivant, tel que :

- baisse de la survie, de la croissance ou de la reproduction
- cancérogénicité, mutagénicité ou tératogénicité
- effets préjudiciables par la suite d'une perturbation du système endocrinien.

Toxicité aiguë : toxicité létale ou sub létale résultant d'une exposition à une substance pendant une durée courte inférieure à la longévité de l'espèce.

Toxicité chronique : toxicité létale ou sub létale résultant d'une exposition à une substance pendant une durée proche ou égale à la longévité de l'espèce..

VTR : Valeur Toxique de Référence. Indice toxicologique qui qualifie ou quantifie le risque pour la santé humaine.

Zone oligohaline : zone où la salinité est comprise entre 0 (zone fluviale) et 5.

Zone mésohaline : zone où la salinité est comprise entre 5 et 18 ppt.

Zone polyhaline : zone estuarienne dont la salinité est comprise entre 18 et 30.

1. CONTEXTE, OBJECTIFS ET RESUME DU PROJET

Les travaux engagés par le programme Seine Aval depuis une quinzaine d'années ont montré que l'estuaire de la Seine subit une contamination par les substances chimiques qui en font un des estuaires les plus contaminés d'Europe. Ce constat a amené les acteurs locaux de l'estuaire, gestionnaires, pêcheurs, scientifiques et le public à poser la question du risque que fait peser cette contamination sur la santé humaine et sur l'écosystème estuarien. Cette problématique du risque chimique, partagée à l'échelle européenne, a déjà fait l'objet d'un certain nombre de Directives dont la finalité est la protection de la santé humaine et de l'environnement. Le projet RiskenSeine a été construit pour apporter des éléments de réponses aux deux questions du risque pour la santé humaine lié à la consommation de produits de la mer contaminés et du risque pour l'écosystème estuarien, en conservant les concepts et les procédures réglementaires existant.

Pour ce qui est de l'impact de la consommation d'organismes contaminés, la démarche a consisté à utiliser, pour quelques contaminants (métaux lourds, PCB, dioxines et polybromodiphénylèthers - PBDE), les données acquises sur les teneurs dans les organismes consommés pour tenter une évaluation de l'exposition du consommateur sur la base de divers scénarios de consommation. Une telle évaluation est vraisemblablement très sommaire car on ne dispose ni de la composition qualitative et quantitative de la consommation et en particulier les espèces consommées et leur provenance précise dans l'estuaire, ni d'une description exhaustive de la contamination de ces produits de la mer. Malgré ces limites, cette évaluation a l'intérêt de pointer la situation critique au regard des standards de qualité de zones comme celles de l'estuaire et de la baie de Seine.

Pour le second point concernant l'impact de la pollution chimique sur l'état de l'écosystème, l'objectif du projet était d'appliquer le modèle générique d'analyse du risque chimique environnemental portée par l'Europe (le TGD) en l'adaptant aux caractéristiques particulières de l'estuaire. Dans un premier exercice de RiskenSeine, le TGD a révélé pour l'estuaire un risque induit par deux herbicides l'atrazine et le diuron. Dans une approche critique du TGD une base de données d'écotoxicité des effets de l'atrazine sur les espèces estuariennes a été construite. Puis une $PNEC_{locale}$ de l'atrazine est déterminée pour chacun des trois écosystèmes estuariens (fluvial, moyen et marin) à partir des espèces indigènes afin de recalculer des $PNEC_{locale}$. Les résultats sont comparés avec la $PNEC$ européenne de l'atrazine puis discutés. En discussion, une estimation du risque chimique en fonction des différents utilisateurs et gestionnaires de l'estuaire est proposée

en fractionnant la question générique du risque global pour l'écosystème en questionnements particuliers ou spécifiques en fonction des usagers de l'estuaire de la Seine. Des réponses mieux adaptées à la nature et aux besoins du questionneur sont possibles.

2. ÉVALUATION DE L'EXPOSITION DU CONSOMMATEUR DE PRODUITS DE LA MER AUX CONTAMINANTS CHIMIQUES EN BAIE DE SEINE

2.1 Introduction

La contamination chimique de l'environnement est devenue une préoccupation de premier ordre pour les citoyens et pour les organisations en charge de l'analyse et de la gestion des risques. Concernant le domaine marin, les mollusques mais aussi les poissons et les crustacés sont globalement des espèces indicatrices de la qualité du milieu et de son évolution. Ce sont aussi les vecteurs de ces contaminants vers l'homme, avec pour conséquence une crainte du consommateur pour sa santé et une perte de confiance envers la qualité des produits de la mer qui lui sont proposés ; la controverse sur le saumon d'élevage contaminé par les POP (Hites *et al.* 2004) en est un exemple. L'alimentation, et tout particulièrement la consommation de produits de la mer sont reconnues comme les principales voies d'exposition de l'homme aux contaminants chimiques persistants. En France la contamination de nombreux cours d'eaux par les PCB ou par d'autres substances bioaccumulables (chlordécone aux Antilles) ont maintenu au tout premier plan une vigilance sur ces questions. Cela s'est traduit notamment par la mise en place, sous l'autorité de l'Etat, de plans d'actions visant l'amélioration des connaissances sur cette contamination par les substances chimiques bioaccumulables et une meilleure prévention de leurs risques tant pour l'environnement que pour la santé du consommateur.

Ce rapport présente une contribution à l'évaluation des risques pour la santé humaine par la consommation de ressources marines contaminées. Il s'agit principalement d'estimer la contribution de la consommation de produits de la mer à l'exposition du consommateur aux substances chimiques d'origine environnementale dans le contexte d'une région côtière très exposée à la contamination chimique comme le sont l'estuaire et la baie de Seine. En ce sens, cette zone de notre littoral a valeur d'exemple et représente une situation des plus défavorables du point de vue de la qualité chimique du milieu.

En Europe et France, ce sont respectivement l'EFSA¹ et l'Anses² qui ont pour mission l'analyse du risque sanitaire; ces agences sont conduites à établir les valeurs toxiques de référence et à préconiser les recommandations de consommation sur lesquelles s'appuient la réglementation et les programmes de contrôle qui en assurent l'application.

Cette étude ne se substitue aucunement aux travaux réalisés par les Agences en charge de l'évaluation des risques sanitaires (Anses). La démarche suivie ici, consiste à utiliser les données acquises sur les teneurs en contaminants dans les organismes de l'estuaire et de la Baie de Seine pour proposer une évaluation de l'exposition du consommateur sur la base de divers scénarii de consommation. Une telle évaluation est vraisemblablement très sommaire car on ne dispose ni de données qualitatives et quantitatives sur la consommation, en particulier sur les espèces consommées et sur leur provenance, ni d'une description exhaustive et précise de la contamination de ces différents produits de la mer. Malgré ces limites, l'intérêt d'une telle évaluation est de pointer la situation critique de zones comme celles de l'estuaire et de la baie de Seine au regard des critères de qualité et de sécurité alimentaire.

2.2. Méthode

2.2.1 Une démarche d'évaluation des risques

Cette estimation de l'exposition aux contaminants chimiques s'insère dans une démarche d'évaluation quantitative du risque selon une procédure classique bien connue qui comporte quatre étapes :

1. L'identification des dangers : l'élaboration du profil toxicologique et écotoxicologique de la substance ;

¹ **EFSA** : L'Autorité européenne de sécurité des aliments (European Food Safety Agency) est l'agence de l'Union européenne (UE) pour ce qui concerne l'évaluation des risques relatifs à la sécurité des aliments destinés à l'alimentation humaine et animale. En étroite collaboration avec les autorités nationales et en consultation ouverte avec les parties prenantes, l'EFSA fournit des avis scientifiques indépendants ainsi qu'une communication claire sur les risques existants et émergents. <http://www.efsa.europa.eu/fr>

² **Anses** : L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail, née en 2010 de la fusion de l'Afssa et de l'Afssset, met en œuvre une expertise scientifique pour assurer la sécurité sanitaire humaine dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation. <http://www.anses.fr/>

2. La définition des relations dose-réponse qui conduisent aux valeurs toxiques de référence (VTR) pour l'effet critique considéré et aux concentrations sans effets pour la santé ;
3. L'évaluation des voies d'exposition et des expositions selon des scénarii de consommation ;
4. La caractérisation des risques sanitaires et environnementaux : estimation des risques pour une population et analyse des incertitudes associées.

Dans bien des cas, des synthèses bibliographiques relativement récentes ont déjà été établies sur divers contaminants en réponse à ces quatre points. Concernant l'exposition proprement-dite nous rassemblerons les données sur les teneurs en contaminants dans les organismes consommés et nous nous contenterons de situer ces teneurs et ces niveaux d'exposition calculés par rapport aux exigences réglementaires (LMR, limites maximales de résidus et aux doses tolérables) lorsqu'elles existent et par rapport aux niveaux de contamination relevés dans les publications scientifiques.

2.2.2 Définitions des niveaux d'expositions et scénarii de consommation

Trois niveaux d'exposition ont été estimés selon divers scénarii de contamination et de consommation :

- un niveau d'exposition bas correspondant à celle de consommateurs adultes (poids corporel = 60 kg) qui ingéreraient des quantités moyennes de produits de la mer³, soit une consommation quotidienne de 5g de chair de mollusques ou crustacés et de 30g de chair de poisson, en considérant que ces denrées sont très peu contaminées, c'est à dire à des teneurs égales au premier décile de la distribution des concentrations du contaminant dans les produits de la mer du secteur considéré.
- un niveau d'exposition moyen correspondant à celle de ces mêmes consommateurs adultes qui, comme précédemment mangeraient chaque jour les mêmes quantités moyennes de produits de la mer, mais en considérant, cette fois ci, que ces produits sont moyennement contaminés, c'est à dire à des teneurs correspondant à la valeur médiane

³ La consommation moyenne journalière de produits de la mer de la population française adulte, est estimée à 30g par jour pour le poisson et à 5 g par jour pour les mollusques et crustacés ensemble. (AFSSA, enquête INCA, 2000). Ce sont ces consommations qui sont retenues pour le calcul de l'exposition moyenne Enquête (INCA) individuelle et nationale sur les consommations alimentaires CREDOC, AFSSA Min. Agriculture et Pêche, (2000) Volatier J.L., Coord., Ed. TEC & DOC, 158 p.

des concentrations en contaminant mesurées dans les produits susceptibles d'être consommés ;

- un niveau d'exposition très élevé, correspondant au pire cas réaliste vraisemblable, celui de très gros consommateurs qui consommeraient les produits de la mer en quantités cinq fois supérieures à celles de consommateurs moyens (soit 25 g de chair de mollusques ou crustacés et 150 g de chair de poisson chaque jour) sachant que ces denrées seraient très contaminées, à des teneurs égales au dernier décile de la distribution des concentrations du contaminant dans les produits de la mer provenant de l'estuaire ou de la Baie de Seine.

Beaucoup plus simplement et de façon plus parlante, une autre présentation de cette exposition consiste à situer l'exposition correspondant à un repas de poisson ou d'autres produits de la mer, soit 150g de mollusques ou de poisson par rapport aux DHT ou DMT communément adoptées.

2.2.3 Choix des contaminants chimiques et l'origine des données

La préoccupation alimentaire implique que l'on s'intéresse à des composés chimiques bioaccumulés par les mollusques, les crustacés et les poissons. Une autre priorité oriente cette sélection vers les composés pour lesquels les concentrations ou les doses maximales admissibles sont réglementées. C'est le cas du cadmium, du plomb et du mercure parmi les éléments traces, cela l'est aussi pour les substances organiques comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychloro-biphényles (PCB) ou les dioxines (PCDD et PCDF) (Reg CE, 2006 ; Reg CE, 2008). Les substances plus récemment identifiées et donc moins renseignées comme les polybromodiphényles - éthers (PBDE), les phtalates, les alkyl-phénols et les composés perfluorés (PFC), feront l'objet de telles estimations qui, pour autant ne pourront pas être systématiquement comparées à des valeurs réglementaires qui ne sont pas encore actuellement fixées.

La principale tâche de ce travail a consisté à rassembler les données de contamination des organismes. Pour les mollusques, le ROCCh (RNO)⁴ constitue la toute première base de données, même si l'objectif de ce programme de surveillance reste le suivi de la qualité environnementale du milieu marin littoral. Les travaux réalisés dans le cadre du

⁴ Le Réseau d'observation de la contamination chimique du milieu marin (ROCCh) remplace le RNO (Réseau National d'observation de la qualité du milieu marin) depuis 2008. Le ROCCh répond à deux objectifs : - évaluer les niveaux et tendances de la contamination chimique du littoral- répondre aux obligations réglementaires françaises, communautaires ou internationales, en particulier celles liées à la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE).

programme scientifique Seine-Aval seront amplement utilisés dans cette évaluation. D'autres résultats obtenus dans d'autres études plus spécifiques et thèses seront pris en compte : travaux sur la contamination en estuaire et en baie de Seine (Abarnou et Duchemin, 2008) et sur la contamination des ressources halieutiques en d'autres secteurs du littoral (Abarnou, 2010). Les derniers avis promulgués par l'Anses, notamment ceux à propos de la contamination des organismes aquatiques par les PCB seront pris en compte sans oublier l'importante base d'information obtenue dans l'étude Calipso (2006) réalisée par l'Afssa et l'Inra sur la consommation alimentaire de Produits de la mer et l'Imprégnation aux éléments traces, Polluants et Oméga 3. Enfin, très récemment deux études de l'Anses ont enrichi ces données, d'une part celle de l'Anses relative à la présence des PFC dans les eaux destinées à la consommation humaine (Anses - 2011-a) et l'EAT, Etude de l'Alimentation Totale française, dont les résultats ont été publiés en juin 2011 (Anses - 2011 b-1 ; Anses - 2011 b-2)

2.3 Résultats

A la différence de nombreux contaminants organiques les métaux sont naturellement présents dans l'environnement. Toutefois les activités humaines, comme la combustion de carburants fossiles, la métallurgie, l'industrie chimique, l'incinération de déchets urbains contribuent à l'émission de métaux à l'état de traces que l'on retrouve dans tout l'environnement, air, eaux de surface, sédiments superficiels et ressources biologiques.

Plusieurs éléments traces ont été systématiquement suivis dans le cadre du RNO (tableau 1). Certains de ces éléments sont très toxiques (Hg, Cd, Pb), et leurs teneurs dans les produits alimentaires sont réglementées.

Tableau 1 : Données statistiques sur les contaminants dans les moules et les huîtres du littoral français de 2000 à 2004, sauf pour Cr (2001-2004), Ag, Ni et V (2003-2004). Résultats exprimés par rapport au poids sec.

http://envlit.ifremer.fr/surveillance/contaminants_chimiques/bilan

Médiane Mini -Maxi (Nb de données)	Manche-Atlantique		Méditerranée	Antilles
	<i>Crassostrea gigas</i>	<i>Mytilus spp.</i>	<i>Mytilus spp.</i>	<i>Soggnomon alatus</i>
Ag (mg.kg⁻¹)	8.71 0.76 - 99 (118)	0.12 0.03 - 7.75 (119)	0.03 0.01 - 0.36 (69)	0.03 0.01 - 27.2 (40)
Cd (mg.kg⁻¹)	1.75 0.43 - 56.3 (298)	0.60 0.17 - 3.03 (303)	0.72 0.20 - 10.0 (179)	0.35 0.13 - 1.15 (61)
Cr (mg.kg⁻¹)	0.87 0.15 - 14.1 (238)	1.17 0.32 - 9.21 (244)	0.83 0.12 - 3.77 (142)	0.62 0.23 - 19.3 (61)
Cu (mg.kg⁻¹)	190 6.72 - 2208 (298)	6.7 4.0 - 23 (303)	6.8 3.8 - 67 (179)	9.2 5.4 - 83 (61)
Hg (mg.kg⁻¹)	0.20 0.04 - 0.51 (298)	0.12 0.03 - 0.53 (303)	0.12 0.04 - 0.68 (179)	0.10 0.04 - 0.22 (61)
li (mg.kg⁻¹)	1.02 0.34 - 4.83 (118)	1.55 0.45 - 6.00 (119)	1.48 0.47 - 8.41 (69)	0.66 0.31 - 7.24 (40)
Pb (mg.kg⁻¹)	1.4 0.4 - 6.1 (298)	1.4 0.4 - 9.6 (303)	1.8 0.1 - 27.7 (179)	0.2 0.1 - 18.3 (61)
V (mg.kg⁻¹)	1.17 0.50 - 6.02 (118)	1.62 0.49 - 5.29 (119)	1.4 0.43 - 15.4 (69)	1.35 0.66 - 6.64 (40)
Zn (mg.kg⁻¹)	2310 425 - 7030 (298)	85 36 - 409 (303)	152 43 - 357 (179)	4607 973 - 13450 (61)

2.3.1 Les éléments traces réglementés : Cd, Hg et Pb

Le cadmium

La présence de cadmium dans les engrais phosphatés et dans le charbon ainsi que son utilisation dans l'industrie ont conduit à sa dissémination dans l'environnement. Le cadmium est toxique, pouvant à fortes doses entraîner des troubles néphrétiques et

osseux ; il est classé cancérigène (cancérigène du groupe I selon l'IARC⁵). D'un point de vue environnemental, c'est une substance classée prioritaire par la directive cadre sur l'eau (DCE).

Valeurs toxicologiques de référence (santé humaine) pour le cadmium

Tableau 2 Concentrations maximales admissibles (CMA) en cadmium dans les produits de la mer (mg/kg p.f.) RÈGLEMENT (CE) No 629/2008 DE LA COMMISSION du 2 juillet 2008 modifiant le règlement (CE) no 1881/2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires

3.2.5	Chair musculaire de poisson ⁽²⁴⁾ ⁽²⁵⁾ , à l'exclusion des espèces énumérées aux points 3.2.6, 3.2.7 et 3.2.8.	0,050
3.2.6	Chair musculaire des poissons suivants ⁽²⁴⁾ ⁽²⁵⁾ : bonite (<i>Sarda sarda</i>) sar à tête noire (<i>Diplodus vulgaris</i>) anguille (<i>Anguilla anguilla</i>) mullet lippu (<i>Mugil labrosus labrosus</i>) chinchard (<i>Trachurus species</i>) louvereau (<i>Luvarus imperialis</i>) maquereau (<i>Scomber species</i>) sardine (<i>Sardina pilchardus</i>) sardinops (<i>Sardinops species</i>) thon (<i>Thunnus species, Euthynnus species, Katsuwonus pelamis</i>) cétéau ou langue d'avocat (<i>Dicologlossa cuneata</i>)	0,10
3.2.7	Chair musculaire des poissons suivants ⁽²⁴⁾ ⁽²⁵⁾ : bonitou (<i>Auxis species</i>)	0,20
3.2.8	Chair musculaire des poissons suivants ⁽²⁴⁾ ⁽²⁵⁾ : anchois (<i>Engraulis species</i>) espadon (<i>Xiphias gladius</i>)	0,30
3.2.9	Crustacés, à l'exception de la chair brune de crabe et à l'exception de la tête et de la chair du thorax du homard et des crustacés de grande taille semblables (<i>Nephropidae</i> et <i>Palinuridae</i>) ⁽²⁶⁾	0,50
3.2.10	Mollusques bivalves ⁽²⁶⁾	1,0
3.2.11	Céphalopodes (sans viscères) ⁽²⁶⁾	1,0

Dose hebdomadaire tolérable (DHT) Cette DHT provisoire fixée en 1989 par le JECFA⁶ à 7 µg /kg de poids corporel/semaine a été plusieurs fois révisée ; l'EFSA a proposé une dose DHT de 2,5µg Cd/kg poids corporel. En 2010, le JECFA a fixé une dose mensuelle

⁵ IARC : International Agency for Research on Cancer ; Centre international de Recherche sur le Cancer

⁶ Le JECFA , "Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives" désigne le comité international mixte OMS/FAO d'experts sur les additifs alimentaires, les contaminants ,les composés toxiques naturels et les résidus de produits vétérinaires présents dans les aliments.

tolérable provisoire (DMTP) de 25 µg Cd /kg p.c. (JECFA, 2011 , d'après Anses, EAT-tome 1 ; 2011)

Tableau 3 : Niveaux de cadmium dans divers organismes

Les niveaux de présence cités sont exprimés par rapport soit au poids frais ou poids humide, soit au poids sec ; un facteur de conversion de 5 permet de passer de l'un à l'autre compte tenu d'une teneur en eau moyenne de 80 % (conc. en µg/kg p.f. ou p.h. = 1/5*(conc en µg/kg p.en p.s.)

Niveaux de référence dans les moules et poissons selon Ospar (Ospar, Commission, Background document on co ordinated Environmental Monitoring Programme, CEMP 2009)

Ce sont des concentrations faibles, mesurées dans des moules provenant de zones non exposées aux apports contaminants :

Mollusques bivalves

0,600 mg/kg poids sec pour les moules

1,800 mg/kg p. s. pour les huîtres.

(correspondant au 10eme percentile des données évaluées, données provenant des programmes de surveillance des différents pays membres de la Convention)

Poissons Concentration de référence (BAC) 26 µg/kg poids humide

(mesurée dans le foie, non pertinent dans le contexte de l'évaluation de l'exposition)

Mollusques bivalves benthiques estuaire de Seine

(Miramand, 1998, In Chiffoleau, fascicule Seine Aval N°8, 20001)

espèces benthiques de vasières inter-tidales de l'estuaire de la Seine (individus de très petite taille)

coques, *Cerastoderma edule* : 1,62 mg/kg p.s.

tellines, *Macoma balthica* : 0,34 mg/kg p.s.

Mollusques du littoral Français (tab 1 ; Claisse *et al.* 2006)

Moules

- Manche et Atlantique 0,15 (0,04 – 0,75) mg/kg p.h. *Mytilus edulis*

- Méditerranée 0,18 (0,04 – 2) mg/kg p.h. *Mytilus spp.*

Huîtres

- Manche et Atlantique 0,35 (0,08 – 11) mg/kg p.h. *Crassostrea gigas*

Moules Baie de Seine (Abarnou & Duchemin, 2008)

Villerville 0,20 mg/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)

Barfleur 0,1 mg/kg p.h. (")

Manche et Baie de Seine 0,2-1 mg/kg p.h. (AESN, 2008)

Crustacés

Etrilles

Octeville (1 mesure seulement) 0,006 mg/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)

Crabes tourteaux,

Manche et B. de Seine 0,08-1,2 mg/kg p. h. (AESN, 2008)

Poissons

Bar

Estuaire de Seine 0.003 – 0.005 mg/kg p.h

(Miramand, 1998, *In* : Chiffoleau, fascicule Seine Aval N°8, 2001)

Baie de Seine 0,0002 – 0.01 mg/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)

Plie, sole

Baie de Seine 0,01 – 0,04 mg/kg p.h. (")

Evaluation de la teneur en cadmium dans les mollusques et les poissons.

Globalement la contamination des mollusques est bien connue sur l'ensemble de la baie de Seine, les niveaux retenus (tableau 3) pour le cadmium correspondent à ceux mesurés dans le cadre de la surveillance ROCCh. Les teneurs dans la chair de poissons sont bien moins connues et sujettes à une variabilité plus importante mais elles sont toutefois très faibles en regard des CMA (tableau 4).

Tableau 4 : Teneurs en cadmium (mg/kg de chair humide) retenues pour les organismes de la l'estuaire et de al baie de Seine

Cd (mg/kg p.f.)	Teneur faible	Teneur moyenne	Teneur élevée
dans la chair de mollusques bivalves	0,1	0,2	0,3
dans la chair de poisson (muscle)	0,001	0,01	0,04

Evaluation de l'exposition

Ces teneurs en cadmium (tableau 4) dans les produits de la mer de l'estuaire et la baie de Seine qui seraient consommés et les hypothèses de consommation définies précédemment conduisent aux niveaux d'exposition représentés graphiquement (figure 1).

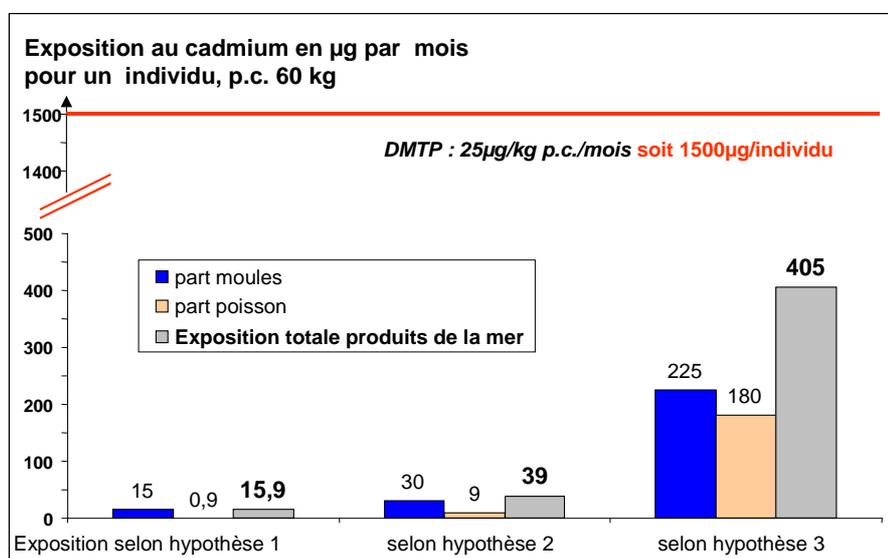


Figure 1 : Exposition au cadmium selon les différentes hypothèses de consommation de produits de la mer et de niveaux de contamination

Il apparaît ainsi que, dans tous les cas, l'exposition au cadmium par la consommation de produits de la mer uniquement reste bien inférieure à la DMTP fixée à 25 µg/kg p.c./mois soit 1500 µg Cd/mois pour un adulte pesant 60 kg. Cet apport mensuel en cadmium par la

consommation de poissons et mollusques de l'estuaire et la baie de Seine se situerait en moyenne entre 16 et 40 μg (0,27 – 0,67 $\mu\text{g}/\text{kg p.c./mois}$). Cette exposition représente moins de 2,6 % de la DMTP.

Pour atteindre la dose maximale mensuelle tolérable en cadmium il faudrait consommer mensuellement environ 50 repas de moules ou 1000 repas de poisson sur la base de rations de 150 g de moules ou de filets de poisson contaminées respectivement aux niveaux de 0,2 et 0,01 mg/kg p.h., (ordres de grandeur mesurés dans les organismes de l'estuaire et de la Baie de Seine) ; chacune de ces rations représenterait un apport en cadmium de 30 μg dans le cas de moules ou de 1,5 μg dans le cas de poisson.

Ces estimations de l'exposition au cadmium sont comparées (figure 2) à celles présentées dans les études Calipso (2006) et EAT2 (2011). La première de cette étude (Leblanc, 2006), qui concerne l'exposition de forts consommateurs, signale des niveaux moyens de cadmium de 0,0816 mg/kg p.h. (écart-type E.-T,36 mg/kg p.h) dans les poissons et de 0,611 mg/kg (E.-T. : 1,33 mg/kg p.h.) dans les mollusques et crustacés du secteur du Havre, conduisant à des expositions hebdomadaires moyennes, pour le consommateur de ces produits de la mer de 4,6 $\mu\text{g}/\text{kg p.c./semaine}$. (E.-T. : 4,63 $\mu\text{g}/\text{kg p.c./semaine}$) soit mensuellement environ 18,5 g/kg p.c./mois, ce qui est près de trois fois celle estimée dans notre étude : 405 $\mu\text{g}/\text{individu/mois}$ soit environ 6,7 $\mu\text{g}/\text{kg p.c./mois}$. L'étude EAT2 (Anses, 2011-b) porte sur 4079 personnes, représentatives de la population française et réparties sur l'ensemble du territoire. Pour eux, les produits de la mer constituent *a priori* une part de leur alimentation moindre que pour les forts consommateurs de régions côtières (étude Calipso) et ces produits marins seraient vraisemblablement de nature et d'origine plus diversifiées. Selon l'étude EAT2, (Anses, 2011 b1), tous aliments inclus, - les mesures sont réalisées sur les produits tels que consommés -, l'exposition moyenne au cadmium est de 0,16 $\mu\text{g}/\text{kg p.c./jour}$ (entre 0,15 et 0,17 $\mu\text{g}/\text{kg p.c./jour}$) alors que selon notre estimation propre au contexte de l'estuaire et de la baie de Seine la contribution des produits de la mer serait de 0,01 à 0,02 $\mu\text{g}/\text{kg p. c. /jour}$. L' étude EAT rapporte les teneurs en cadmium les plus élevées dans les mollusques, (0,167mg/kg, Anses, 2011-b1) qui toutefois ne contribuent que très peu à l'exposition compte tenu d'une consommation généralement relativement modeste.

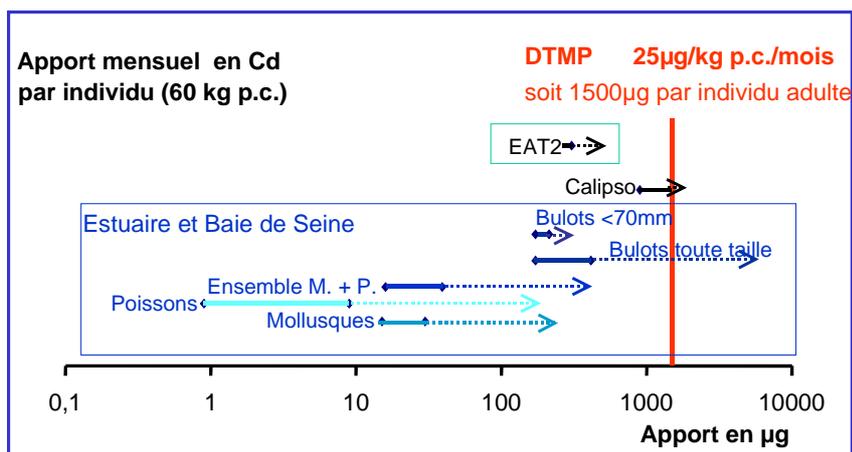


Figure 2 : Exposition au cadmium, comparaison des niveaux d'exposition au cadmium selon différentes évaluations. Sur chaque trait représentant le domaine de variation des niveaux d'exposition figurent deux points correspondant aux niveaux d'exposition bas et moyen alors que l'extrémité de la pointe de flèche représente la situation de forts consommateurs.

Dans notre évaluation la contribution des mollusques à l'exposition au cadmium apparaît nettement plus importante que celle des poissons (figures 1 et 2) dont la chair présente généralement des niveaux de contamination très bas. Les mollusques englobent diverses espèces plus exposées aux contaminants métalliques ; cela peut être le cas des bulots et autres mollusques gastéropodes dont la consommation a fait l'objet de recommandations appropriées (Afssa, 2007). Ce cas particulier des bulots de l'estuaire et de la baie de Seine montre ainsi (figure 2) que les recommandations de l'Afssa de s'abstenir de consommer les spécimens de grande taille conduisent à des expositions inférieures à la limite tolérable.

On gardera à l'esprit que sur l'ensemble du secteur de la Baie de Seine et de l'estuaire, la contamination des moules par le cadmium reste relativement élevée, entre 1 et 2,8 fois la valeur médiane de la concentration mesurée dans les moules sur l'ensemble du littoral (valeur médiane dans les moules 0.7 mg/kg p.s. soit 0.14 mg/kg p.h.) et que globalement ces niveaux en cadmium présentent une tendance à la baisse. (Bulletin de la Surveillance de la Qualité du Milieu Marin Littoral, Edition 2011)

Le mercure

Le mercure est présent naturellement dans la croûte terrestre sous forme de sulfure. Sa présence dans l'environnement a des origines naturelles (éruptions volcaniques) et industrielles, notamment par l'industrie chimique (production de chlore et de soude, métallurgie, combustion de combustibles fossiles). Ces utilisations ont bien diminué. Le

mercure, très volatil, est entraîné par la circulation atmosphérique. Dans le milieu aquatique il se transforme en méthyl-mercure qui est la forme la plus toxique et celle qui est bioaccumulée : des teneurs élevées en mercure supérieures à 1 mg/kg p.f. sont ainsi mesurées dans la chair des grands prédateurs comme les thonidés et les espadons. Le mercure organique peut entraîner des troubles du système nerveux, des atteintes du développement fœtal, du système immunitaire. Sous forme minérale, le mercure entraîne des liaisons rénales, des effets neurotoxiques et des troubles cardio-vasculaires. Le mercure est classé comme cancérigène possible (cancérigène 2 B selon l'IARC). Sur le plan environnemental, il fait partie des substances prioritaires de la directive cadre eau (DCE). De plus il est communément reconnu que la consommation de poisson contribue très significativement à l'exposition humaine au mercure et plus particulièrement à sa forme méthylée.

Dose hebdomadaire tolérable (DHT)

Des doses tolérables ont été établies pour le mercure inorganique et pour le mercure organique. En 2010 ces doses maximales ont été réévaluées ; la dose hebdomadaire provisoire (PTWI : provisional tolerable weekly intake) fixée pour la forme minérale est de 4 µg/kg p.c./semaine. Toutefois, cette dose maximale ne s'applique pas aux poissons et produits de la mer qui, à près de 90% du mercure total, accumulent le mercure essentiellement sous la forme organique la plus toxique pour lequel la dose tolérable est fixée à 1,6 µg/kg p.c./semaine (JECFA, 2004). C'est cette dose qui doit être prise en compte dans le cas du mercure dans les poissons et des produits de la mer.

Tableau 5 : Concentrations maximales admissibles (CMA) en mercure dans les produits de la mer (mg/kg p.f.) Règlements (CE) no 1881/2006, modifié par le règlement (CE) No 629/2008

3.3	Mercure Règlement (CE) No 1881/2006	
3.3.1	Produits de la pêche ⁽²⁶⁾ et chair musculaire de poisson ⁽²⁴⁾ ⁽²⁵⁾ , à l'exclusion des espèces énumérées au point 3.3.2. La teneur maximale s'applique aux crustacés, à l'exception de la chair brune de crabe et à l'exception de la tête et de la chair du thorax du homard et des crustacés de grande taille semblables (<i>Nephropidae</i> et <i>Palinuridae</i>).	0,50

3) À la rubrique 3.3 (Mercure), le point 3.3.2 est remplacé par le point suivant : Règlement (CE) No 629/2008

*3.3.2	Chair musculaire des poissons suivants ⁽²⁴⁾ ⁽²⁵⁾ : baudroies (<i>Lophius species</i>), loup (<i>Anarhichas lupus</i>) bonite (<i>Sarda sarda</i>) anguille (<i>Anguilla species</i>) empereur, hoplostète orange ou hoplostète de Méditerranée (<i>Hoplostethus species</i>) grenadier de roche (<i>Coryphaenoides rupestris</i>) flétan (<i>Hippoglossus hippoglossus</i>) abardèche du Cap (<i>Genypterus capensis</i>) marlin (<i>Makaira species</i>) cardine (<i>Lepidotrombus species</i>) mulot (<i>Mullus species</i>) rose (<i>Genypterus blacodes</i>) brochet (<i>Esoc lucius</i>) palomète (<i>Oryzopsis unicolor</i>) capelan de Méditerranée (<i>Tricopterus minutus</i>) pallona commun (<i>Centroscymnus coelolepis</i>) raies (<i>Raja species</i>) grande sébaste (<i>Sebastes marinus</i> , <i>S. mentella</i> , <i>S. viviparus</i>) voilier (<i>Istiophorus platypterus</i>) sabres (<i>Lepidopus caudatus</i> , <i>Aphanopus carbo</i>) dorade, pageot (<i>Pageillus species</i>) requins (toutes espèces) escolier noir ou stromaté, rouvet, escolier serpent (<i>Lepidocybium flavobrunneum</i> , <i>Ruvettus pretiosus</i> , <i>Genypterus serpens</i>) esturgeon (<i>Acipenser species</i>) espadon (<i>Xiphias gladius</i>) thon (<i>Thunnus species</i> , <i>Euthynnus species</i> , <i>Katsuwonus pelamis</i>)	1,0
--------	---	-----

Tableau 6 : Niveaux de mercure dans divers organismes

N.B. : ce sont des concentrations en mercure total (pas de mesures de spéciation)

Les concentrations sont exprimées par rapport soit au poids frais ou poids humide, soit au poids sec ; un facteur de conversion de 5 permet de passer de l'un à l'autre compte tenu d'une teneur en eau moyenne de 80 % (conc. en mg/kg p.h. ou p.f.) = 1/5*(conc en mg/kg p.en p.s.)

Niveaux de référence dans les moules et poissons selon Ospar (Ospar Commission, Background document on coordinated Environmental Monitoring Programme, CEMP 2009)

Ce sont des concentrations faibles, mesurées dans des moules provenant de zones non exposées aux apports de contaminants :

Mollusques bivalves

0,050 mg/kg poids sec pour les moules

0,100 mg/kg p. s. pour les huîtres.

(correspondant au 10ème percentile des données évaluées, données provenant des programmes de surveillance des différents pays membres de la Convention)

Poissons Concentration de référence (BAC) 35 µg/kg chair poids humide (mesurée dans la chair)

Mollusques du littoral Français (tab 1 ; Claisse *et al.* 2006)

Moules

- Manche et Atlantique 0,024 (0,006 – 0,100) mg/kg p.h. *Mytilus edulis*
- Méditerranée 0,024 (0,008 – 0,13) mg/kg p.h. *Mytilus spp.*

Huîtres

- Manche et Atlantique 0,04 (0,008 – 0,102) mg/kg p.h. *Crassostrea gigas*

Moules Baie de Seine (Abarnou & Duchemin, 2008)

Villerville 0,029 mg/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)

Barfleur 0,023 mg/kg p.h. (")

Manche et Baie de Seine 0,008-0,05 mg/kg p.h. (AESN, 2008)

Crustacés

Etrilles Octeville (1 mesure seulement) 0,11 mg/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)

Crabes tourteaux, 0,024 - 0,066 mg/kg p. h. (AESN, 2008)

Manche et B. de Seine 0,024 - 0,066 mg/kg p. h. (AESN, 2008)

Poissons

Bar

Baie de Seine 0,4 – 0,6 mg/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)

0,16 – 0,17 mg/kg p.h. (Abarnou, 2010)

Plie, sole

Baie de Seine 0,05 – 0,12 mg/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)

Limande

Baie de Seine 0,04 – 0,09 mg/kg p.h. (Abarnou, 2010)

Evaluation de la teneur en mercure dans les mollusques et les poissons.

Les teneurs en mercure mesurées dans les organismes de l'estuaire et de la baie de Seine et retenues (tableau 7) pour évaluer la contribution de leur consommation à l'exposition sont relativement faibles dans les moules (0,02 - 0,03 mg/kg p.h.) et bien inférieures à la CMA de 0,5 mg/kg p.h. Ces teneurs dans les moules restent relativement stables depuis plusieurs années, un peu au dessus, environ à 1,3 –1,7 fois, de la valeur médiane calculée sur l'ensemble du littoral.

Tableau 7 : Teneurs en mercure total (mg/kg de chair humide) retenues pour les organismes de la l'estuaire et de la baie de Seine

Hg (mg/kg p.f.)	Teneur faible	Teneur moyenne	Teneur élevée
dans la chair de mollusques bivalves	0,02	0,02	0,03
dans la chair de poisson (muscle)	0,10	0,20	0,60

Contrairement aux mollusques bivalves, les poissons présentent des concentrations plus élevées (0,1 – 0,6 mg/kg p.h.), du même ordre de grandeur que les CMA et plus variables, en particulier dans le cas du bar. Cette variabilité de la contamination du poisson s'explique par les interactions complexes de différents facteurs biologiques et écologiques agissant sur la bioaccumulation du méthyle-mercure dans le réseau trophique du bar (voir problématique des PCB). Cela signifie que l'évaluation de l'exposition au mercure par la

consommation de poisson requiert un échantillonnage beaucoup plus conséquent et des analyses de mercure et du méthyle-mercure bien plus nombreuses.

Evaluation de l'exposition

Comme pour le cadmium, et selon les mêmes hypothèses de consommation, les niveaux d'exposition au mercure ont été calculées à partir des concentrations retenues (tableau 5) Pour cela, il est supposé que tout le mercure est sous la forme méthyle mercure ce qui, compte tenu des approximations faites pour cette évaluation est justifié si on considère que près de 90 % du mercure est sous la forme organique.

C'est essentiellement la consommation de poisson qui contribue à l'exposition du consommateur au mercure pour plus de 97% (figure 3) ; la part due à la consommation de moules restant négligeable en raison de la faible contamination des bivalves par le mercure.

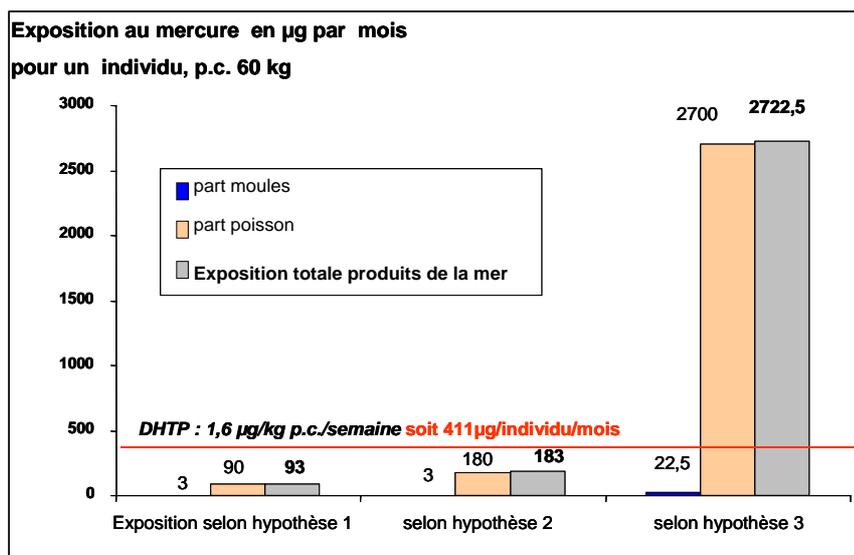


Figure 3 : Exposition au mercure selon les différentes hypothèses de consommation de produits de la mer et de niveaux de contamination

Le consommateur moyen ingère du mercure en quantités inférieures aux doses tolérables, mais du même ordre de grandeur que la dose mensuelle correspondant à la DHTP. Cette dose tolérable pourrait être largement dépassée dans le cas de forts consommateurs de poisson (5 fois la consommation moyenne en moules et en poisson). L'apport moyen en mercure par la consommation d'espèces marines de l'estuaire et la baie de Seine représentent entre 0,05 et 0,1 µg/kg p.c./jour soit environ 22 à 45 % de la dose tolérable.

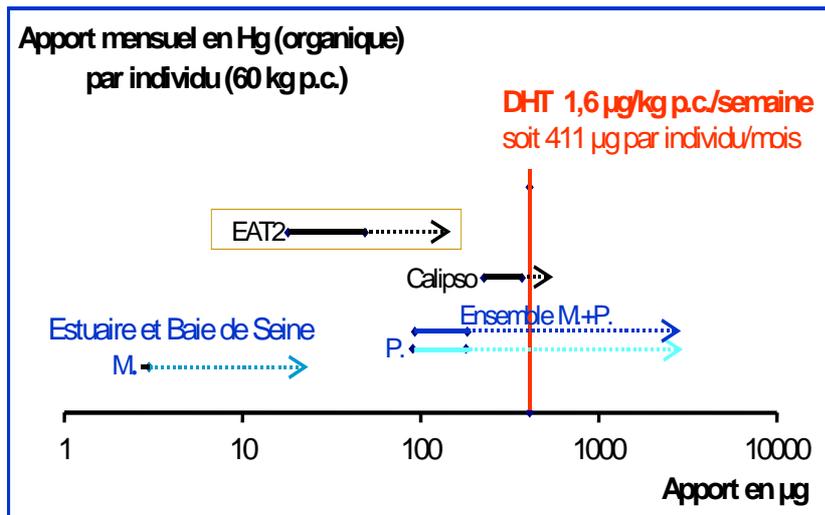


Figure 4 : Exposition au méthyl mercure : comparaison des niveaux d'exposition au méthyl-mercure selon différentes évaluations. Sur chaque trait représentant le domaine de variation des niveaux d'exposition figurent deux points correspondant aux niveaux d'exposition bas et moyen alors que l'extrémité de la pointe de flèche représente la situation de forts consommateurs.

L'évaluation de l'exposition de très forts consommateurs consommant les organismes les plus contaminés (hypothèse 3) conduirait à des apports en méthyl-mercure de 2700µg par individu, essentiellement par à la contamination du poisson. Cette estimation est près de 10 fois supérieure à celle de l'étude Calipso (2006). Selon cette étude l'exposition hebdomadaire moyenne au méthyl-mercure d'un fort consommateur de ces produits de la mer (données Le Havre) est de 1,13 µg/kg p.c./semaine. (E.T. : 1,08 µg/kg p.c./semaine). Cela correspond à un apport mensuel de 290 µg (E.T.: 277 µg) par individu (60kg).

Selon l'étude EAT2, (Anses, 2011 b1), tous aliments autres que les produits de la mer inclus,- les mesures sont réalisées sur les produits tels que consommés -, l'exposition moyenne au mercure est pour un adulte de 0,006 µg/kg p.c./jour (108 µg Hg total par individu par mois), les valeurs les plus élevées (95^e percentile) atteignent 0,29 µg Hg /kg p.c./jour (522 µg Hg /individu/mois) ; pour le mercure inorganique la VTR mensuelle correspondante est 1028 µg Hg /individu/mois de (DHTP : 4µg/kg p.c./semaine). L'exposition moyenne de la population française au méthyl-mercure par la consommation de produits de la mer est en moyenne de 0,017 µg/kg p.c./jour (31 µg Méthyl-Hg /individu/mois) et de 0,061µg/kg p.c./jour au percentile 95 (110 µg Méthyl-Hg /individu/mois) (EAT2, Anses, 2011 b1).

La dose mensuelle tolérable en mercure organique serait atteinte par 140 repas de moules ou par seulement 14 repas de poisson, considérant dans chaque cas des plats de 150 g de mollusques ou de poisson contaminés respectivement par 0,02 et 0,2 mg Hg/kg poids humide (ordres de grandeur mesurés dans les organismes de l'estuaire et de la Baie de Seine). Chacune de ces rations représenterait un apport en méthyl mercure de 3 µg dans le cas de moules ou de 30 µg dans le cas de poisson.

Le plomb

Présent naturellement dans la croûte terrestre le plomb a fait l'objet de nombreuses utilisations, tant en métallurgie (alliages, anciennes canalisations d'eau) qu'en chimie (peintures, plomb-alkylés comme additifs dans l'essence). Ces applications ont diminué. L'absorption excessive de plomb, par l'eau et l'alimentation, peut être à l'origine de trouble nerveux, rénaux et cardio-vasculaires.

Valeurs toxicologiques de référence (santé humaine) pour le plomb

Tableau 8 : Concentrations maximales admissibles (CMA) en plomb dans les produits de la mer (mg/kg p.f.) Règlements (CE) no 1881/2006 modifié par le règlement (CE) No 629/2008

Dentrées alimentaires (!)		Teneurs maximales (mg/kg de poids à l'état frais)
3.1	Plomb	
3.1.5	Chair musculaire de poisson ⁽²⁴⁾ ⁽²⁵⁾	0,30
3.1.6	Crustacés, à l'exception de la chair brune de crabe et à l'exception de la tête et de la chair du thorax du homard et des crustacés de grande taille semblables (<i>Nephropidae</i> et <i>Palinuridae</i>) ⁽²⁶⁾	0,50
3.1.7	Mollusques bivalves ⁽²⁶⁾	1,5
3.1.8	Céphalopodes (sans viscères) ⁽²⁶⁾	1,0

Dose hebdomadaire tolérable (DHT)

La dose tolérable communément admise est une DHTP de 25 µg/kg p.c./semaine (JECFA,1986); reconnue insuffisamment protectrice, cette dose de référence a fait l'objet de réévaluation et il y aurait maintenant trois doses de référence 0,63 µg/kg p.c./j pour les

effets néphrotoxiques, 1,5 µg/kg p.c./j pour les effets cardiovasculaires et 0,5 µg/kg p.c./j pour les effets sur le neuro-développement (EFSA,2010) d'après EAT2 (Anses ; 2011)

Tableau 9 : Niveaux de plomb dans divers organismes

Les concentrations sont exprimées par rapport soit au poids frais ou poids humide, soit au poids sec ; un facteur de conversion de 5 permet de passer de l'un à l'autre compte tenu d'une teneur en eau moyenne de 80 % (conc. en mg/kg p.h. ou p.f.) = 1/5*(conc en mg/kg p.en p.s.)

Niveaux de référence dans les moules et poissons selon Ospar (Ospar, Commission, Background document on co ordinated Environmental Monitoring Programme, CEMP 2009)

Ce sont des concentrations faibles, mesurées dans des mollusques provenant de zones non exposées aux apports de contaminants :

Mollusques bivalves

0,800 mg/kg poids sec pour les moules et pour les huîtres.

(correspondant au 10eme percentile des données évaluées, données provenant des programmes de surveillance des différents pays membres de la Convention)

Poissons Concentration de référence (BAC) 3,5 µg/kg poids humide (mesurée dans la chair)

Mollusques du littoral Français (tab 1 ; Claisse *et al.* 2006)

Moules

- Manche et Atlantique 0,28 (0,08 – 1,92) mg/kg p.h. *Mytilus edulis*

- Méditerranée 0,36 (0,02 – 5.54) mg/kg p.h. *Mytilus spp.*

Huîtres

- Manche et Atlantique 0,28 (0,08 – 1,22) mg/kg p.h. *Crassostrea gigas*

Moules Baie de Seine (Abarnou & Duchemin, 2008)

Villerville 0,57 mg/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)

Barfleur 0,26 mg/kg p.h. (")

Baie de Seine 0,3 – 0.9 mg/kg p.h. (Ifremer /RST.LER/11-03 ; 2011)

Crustacés

Etrilles

Octeville (1 mesure seulement) 0,05 mg/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)

Crabes tourteaux,

Manche et B. de Seine 0,02 - 0,08 mg/kg p. h. (AESN, 2008)

Poissons

Bar

Baie de Seine 0,1 – 0,2 mg/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)

Plie, sole

Baie de Seine 0,01 – 0,02 mg/kg p.h. (")

Evaluation de la teneur en plomb dans les mollusques et les poissons.

Les teneurs en plomb mesurées dans les organismes de l'estuaire et de la baie de Seine (0,25 - 0,9 mg/kg p.h.) et prises en compte pour évaluer la contribution de leur consommation à l'exposition (tableau 10) sont de l'ordre des valeurs médianes mesurées sur l'ensemble du littoral et inférieures à la CMA de 1,5 mg/kg p.h. Ces teneurs dans les moules restent relativement stables depuis plusieurs années, très comparables au niveau moyen sur l'ensemble des côtes de France et un peu au dessus pour les zones proches

de l'estuaire de la Seine, d'environ à 1,7 – 3,7 fois la valeur médiane calculée sur l'ensemble du littoral.

Tableau 10 : Teneurs en plomb (mg/kg de chair humide) retenues pour les organismes de la l'estuaire et de la baie de Seine

Pb (mg/kg p.f.)	Teneur faible	Teneur moyenne	Teneur élevée
dans la chair de mollusques	0,2	0,3	0,6
dans la chair de poisson (muscle)	0,005	0,01	0,10

Les poissons présentent des concentrations plus faibles (0,01 – 0,2 mg/kg p.h.). Les valeurs dans la chair de bar sont vraisemblablement surestimées en raison du manque de données récentes.

Evaluation de l'exposition

Les niveaux d'exposition au plomb ont été calculés à partir des concentrations retenues (tableau 10) et selon les mêmes hypothèses de consommation que précédemment.

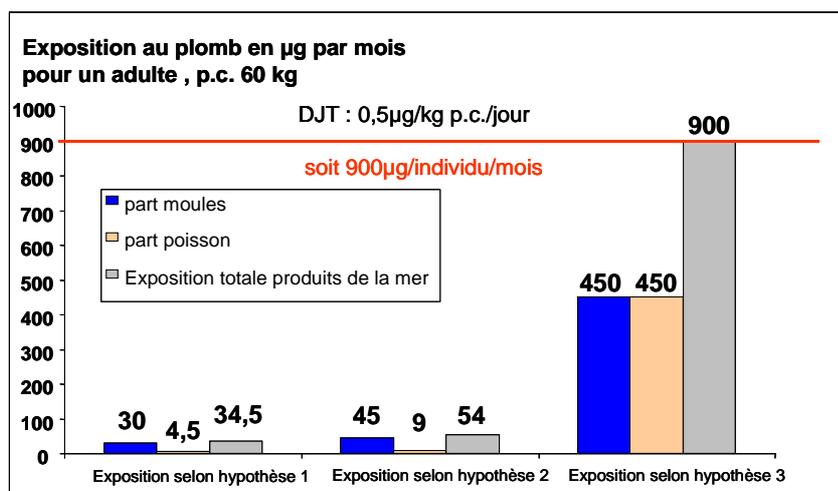


Figure 5 : Exposition au plomb selon les différentes hypothèses de consommation de produits de la mer et de niveaux de contamination.

L'exposition du consommateur au plomb (figure 5) par la consommation de poisson reste largement en dessous de la VTR la plus contraignante récemment proposée (EFSA, 2010), hormis la situation exceptionnelle de forts consommateurs de produits très contaminés. Dans le cas le plus général, la part de la consommation de mollusques est bien supérieure à celle du poisson.

L'exposition au plomb par la consommation de produits de la mer provenant du secteur de la Baie de Seine est comparée à d'autres évaluations. (figure 6). L'estimation réalisée dans le cadre de l'étude Calipso (Leblanc, 2006), (0,34 µg/kg p.c./semaine, E.T.: 0,29 ; soit 87 µg/individu/mois, E.T. : 75) µg/kg p.c./semaine reste bien en dessous de l'estimation obtenue ici (900 µg/mois/individu) en raison des très fortes valeurs de contamination prises en compte (tableau 10) par rapport à celles considérées dans l'étude Calipso (0,0694 mg/kg p.h. dans les mollusques et 0,0055 mg/kg p.h. dans le poisson ; Leblanc, 06).

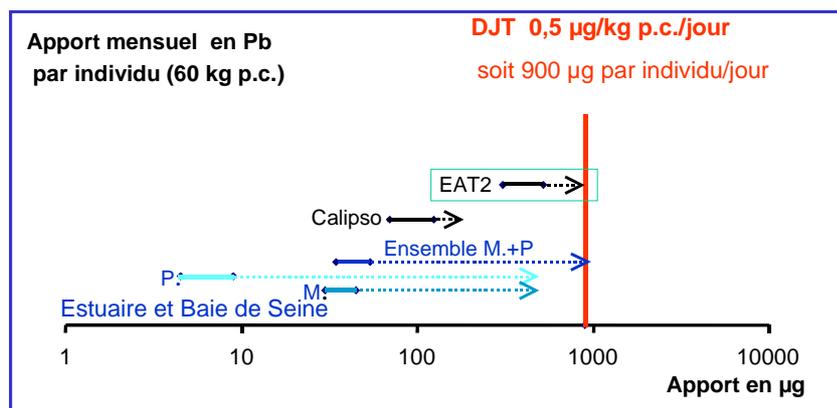


Figure 6 : Exposition au plomb : comparaison des niveaux d'exposition au plomb selon différentes évaluations. Sur chaque trait représentant le domaine de variation des niveaux d'exposition figurent deux points correspondant aux niveaux d'exposition bas et moyen alors que l'extrémité de la pointe de flèche représente la situation de forts consommateurs.

Dans l'étude EAT2 sur l'exposition par l'alimentation totale (Anses, 2011 b1), l'exposition moyenne au plomb est relativement élevée en raison de contributions importantes de certains autres aliments et des boissons; elle a été estimée entre 0,17 et 0,48 µg/kg p.c./jour (soit entre 306 et 864 µg Pb/individu/mois).

La dose mensuelle tolérable en plomb serait atteinte par 20 repas de moules ou de 600 repas de poisson, sur la base de plats de 150 g de mollusques ou de poisson contaminés respectivement aux niveaux de 0,3 et 0,01 mg Hg/kg poids humide (ordres de grandeur mesurés dans les organismes de l'estuaire et de la Baie de Seine). Chacune de ces rations représenterait un apport en plomb de 45 µg dans le cas de moules ou de 1,5 µg dans le cas de poisson.

2.3.2 Autres éléments traces.

Les éléments traces autres que les trois éléments réglementés (Cd, Hg et Pb) ne sont pas reconnus toxiques et n'ont pas été aussi systématiquement suivis. Des données assez limitées existent pour l'argent, le cuivre, le nickel et le zinc (tableau 11) dans les organismes de la baie de Seine. Ces éléments peuvent être présents à des niveaux élevés dans les mollusques filtreurs mais sont généralement présents à des niveaux très faibles dans la chair de poisson (tout en pouvant s'accumuler dans le foie de ces espèces). Sur la base de ces ordres de grandeurs on peut estimer les ordres de grandeur des apports alimentaires par une ration de 150 grammes de moules ou de poisson. Ces apports peuvent être comparés aux doses tolérables ou aux limites sûres dans le cas des oligo-éléments. Certaines de ces valeurs de référence, proposées par diverses instances, ne sont pas toutes recommandées par l'Anses, notamment pour l'argent (Anses, 2011).

Tableau 11 : Niveaux de présence et évaluation des apports pour les éléments traces : Ag, Cu, Ni et Zn

	Argent mg/kg p.h.	Cuivre mg/kg p.h.	Nickel mg/kg p.h.	Zinc mg/kg p.h.
Teneur dans les moules				
Manche ROCCh (tableau 1)	0,006 - 1,6	0,8 - 4,6	0,09 - 1,2	7 - 82
Baie de Seine (Abarnou et Duchemin, 2008)	0,09 - 0,22	1,1 - 2,1	0,36 - 0,76	11 - 13.
Teneur dans la chair de poisson (min-Max)	0,002 – 0,005	0,18 – 0,45	0,001 – 0,30	3,2 – 10,5
Apport alimentaire par 150g de produits consommés (1 repas) en µg				
Moules	0,9 - 240	120- 690	13,5 - 180	1050 - 12300
Poisson	0,3 – 0,75	27 – 67,5	0,15 - 30	480 - 1575
Dose de référence				
Dose tolérable/jour	5 µg/kg p.c.		22 µg/kg p.c.	
Limite de sécurité		5 mg/jour/individu		25 mg mg/jour/individu
Dose journalière tolérable par individu	300 µg	5 mg	1320µg	255mg
Exposition journalière par l'alimentation totale pour adulte (Etude EAT2, Anses, 2011)				
	1,29 µg/kg p.c. (0,8 – 3,56) 48-214 µg par individu/j	1,94 mg/ind./j (1,63 – 2,23)	2,33 µg/kg p.c. (2,07 – 2,73) 120-165µg par individu/j	7,93 mg/j (6,89 – 8,75)

2.3.3 PCB, PCB-DL et dioxines.

Les polychlorobiphényles (PCB) ont été largement utilisés sous forme de mélanges techniques (Aroclor, Phénochlor) comme isolants thermiques dans les transformateurs électriques notamment. Leur utilisation a été très réglementée, d'abord restreinte aux systèmes clos à partir de 1975 et finalement leur production a été arrêtée en 1987 en France. Les PCB, font partie des POP et sont caractéristiques de composés persistants, hydrophobes et bioaccumulables.

La présence des PCB dans l'écosystème littoral est relativement bien connue : ils sont, depuis maintenant plus de 30 ans, systématiquement suivis dans le cadre du ROCCh. Même si leur présence décroît, lentement mais de façon continue, ces substances restent des contaminants caractéristiques de la Seine et de l'influence du fleuve sur la bande côtière de la Baie de Seine orientale et plus au nord vers le Pays de Caux. Les PCB ont fait l'objet de nombreux travaux dans le cadre du Programme scientifique Seine-Aval.

Dans ce groupe des PCB on s'intéressera d'une part aux PCB marqueurs, ce sont les congénères de PCB choisis comme indicateurs en raison notamment de leur prédominance dans de nombreuses matrices couramment étudiées (sédiments, tissus biologiques), et d'autre part aux PCB apparentés aux dioxines (PCB-DL, dioxin-like PCBs), il s'agit des PCB non-ortho substitués ou mono substitués. Les PCB-DL, présentent les mêmes mécanismes de toxicité que les dioxines et contribuent très significativement à la quantité toxique équivalente en dioxine (TEQ) grandeur qui définit la charge toxique portée par l'ensemble des résidus de ces substances, les PCDD et PCDF substitués en position 2378 et les PCB de type dioxine (PCB-DL) - composés qui présentent les mêmes mécanismes de toxicité que la 2378 TCDD (ou dioxine de Seveso).

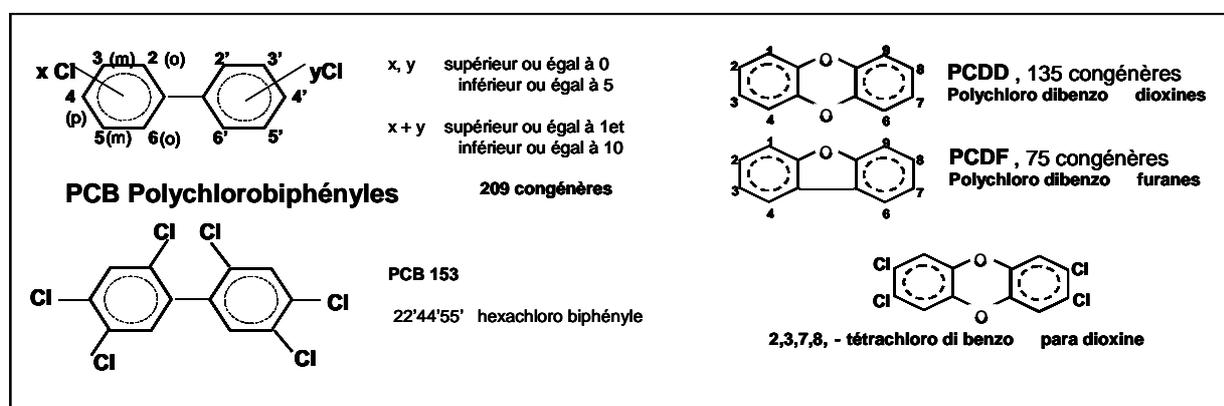


Figure 7 : Structure des PCB et des dioxines (PCDD et PCDF)

Le terme dioxines désigne les composés des groupes des PCDD (polychloro dibenzo-para-dioxines) et des PCDF (polychloro-dibenzofuranes). Les dioxines sont des sous-produits indésirables de réactions chimiques impliquant le chlore ou de processus de combustion. Parmi les procédés chimiques pouvant donner lieu à la formation de PCDD et de PCDF figurent la production de dérivés chloro-aromatiques (PCB, chlorophénols, acides chlorophénoxy acétiques), le blanchiment au chlore des pâtes à papier, l'électro-chloration, la métallurgie. Ce sont les processus de combustion comme les échappements de véhicules automobiles, le recyclage des métaux et tout particulièrement l'incinération des déchets urbains qui représenteraient la principale source d'émission de dioxines dans l'environnement.

En pratique, cela signifie que dans une approche d'évaluation des risques il y a lieu de considérer ensemble ces deux groupes de substances PCB et dioxines et cela d'autant plus que les concentrations maximales admissibles sont exprimées en TEQ et que ce sont les grandeurs TEQ dioxines et les TEQ totale (dioxines et PCB-DL) qui sont prises en compte en matière de risque sanitaire.

L'exposition chronique aux PCB peut être à l'origine de divers dysfonctionnements observés en laboratoire : hypertrophie hépatique, effets cancérigènes, chloracnée, altérations des fonctions reproductrices. Certains de leurs mécanismes de toxicité sont semblables à ceux des dioxines et des facteurs de toxicité en équivalent toxicité dioxine (2378-TCDD) ont été attribués aux congénères les plus toxiques, ceux qui ne sont pas substitués en positions ortho et à certains des composés mono-ortho substitués : ce sont les PCB apparentés aux dioxines ou dioxin-like PCBs (PCB-DL). L'absence de substitutions en ortho de la liaison entre les deux cycles permet des configurations coplanaires, très comparables à celle de la 2378-TCDD expliquant la grande similitude des mécanismes de toxicité de ces PCB-DL avec les composés du groupe des PCDD et PCDF substitués en 2,3,7,8- comme la 2378-TCDD. Les PCB non apparentés aux dioxines présentent d'autres mécanismes de toxicité qui sont aussi pris en compte dans la gestion du risque PCB.

La plupart des travaux, plus fréquents sur la 2378 TCDD, concernent les petits rongeurs de laboratoire. La dioxine (TCDD) est l'un des composés chimiques les plus toxiques, les doses létales (DL50) variant de façon considérable selon les espèces animales. Elles s'échelonnent ainsi de 0,0006 mg/kg (poids corporel) chez le cobaye à 3 mg/kg (p.c.) chez le hamster. D'autre part la 2378-TCDD a été reconnue en 1997 comme cancérigène pour

l'homme par le Centre International de Recherche sur le Cancer. Les 17 congénères toxiques qui possèdent, comme la 2378-TCDD, un minimum de quatre atomes de chlore aux positions -2378 présentent les mêmes mécanismes de toxicité.

Afin de pouvoir caractériser la charge toxique liée aux dioxines, un indicateur a été accepté au niveau international, c'est la TEQ ou Quantité toxique équivalente en dioxine (au singulier ici, c'est la 2378-TCDD) basée sur l'activation de systèmes enzymatiques spécifiques du mécanisme de toxicité de la 2378 -TCDD et de ses analogues structuraux. A chaque congénère est attribué un coefficient de toxicité (*I-TEF = International Toxic Equivalent Factor*) établi par comparaison de l'activité du composé considéré à celle de la 2378 –TCDD (Tableau 12). Dans un échantillon, la quantité toxique équivalente (TEQ) se calcule en sommant les concentrations des 17 composés les plus toxiques, pondérées par leurs facteurs respectifs de toxicité équivalente (TEQ = $\sum c_i \times TEF_i$).

De la même façon il a été attribué des facteurs d'équivalence toxicité aux PCB-DL (tableau 12). Notons que s'ils possèdent des facteurs de toxicité nettement inférieurs à ceux des dix-sept PCDD et PCDF substituées en – 2378, les PCB-DL contribuent de façon très importante à la quantité totale en équivalent toxique (Total TEQ = TEQPCDD + TEQPCDF + TEQPCB-DL) parce qu'ils sont présents à des niveaux supérieurs de plusieurs ordres de grandeur à ceux des PCDD et PCDF.

Tableau 12 : Facteurs de toxicité équivalente (TEF : toxicity equivalent factors) pour les dioxines (PCDD et PCDF) et les PCB apparentés aux dioxines (van den Berg *et al.*, 1998 ; van den Berg *et al.*, 2006)

PCDD			PCDF			PCB-DL		
	TEF1998	TEF2006		TEF1998	TEF2006		TEF1998	TEF2006
2378-TCDD	1	1	2378-TCDF	0,1	0,1	PCB non ortho		
						CB77	0,0001	0,00001
						CB81	0,0001	0,00003
12378-PeCDD	1	1	12378-PeCDF	0,05	0,03	CB126	0,1	0,1
			23478-PeCDF	0,5	0,3	CB169	0,01	0,03
						PCB mono ortho		
123478-HxCDD	0,1	0,1	123478-HxCDF	0,1	0,1			
123789-HxCDD	0,1	0,1	123789-HxCDF	0,1	0,1	CB105	0,0001	0,00003
123678-HxCDD	0,1	0,1	123678-HxCDF	0,1	0,1	CB114	0,0005	0,00003
						CB118	0,0001	0,00003
						CB123	0,0001	0,00003
						CB156	0,0005	0,00003
1234678-HpCDD	0,01	0,01	1234678-HpCDF	0,01	0,01	CB157	0,0005	0,00003
			1234789-HpCDF	0,01	0,01	CB167	0,00001	0,00003
OCDD	0,0001	0,0003	OCDF	0,0001	0,0003	CB189	0,0001	0,00003

Les facteurs de toxicité équivalente (TEF) ont été réévalués en 2005; les nouvelles valeurs (TEF OMS 2006) sont inférieures aux précédentes dans le cas des PCB, mais il s'avère que les publications récentes se réfèrent aux TEF définis en 1998.

Tableau 13 Concentrations maximales admissibles (CMA) en PCB et dioxines dans les produits de la mer (mg/kg p.f.) Règlements (CE) no 1881/2006 modifié par le règlement (CE) No 629/2008

Denrées Alimentaires	Teneurs maximales Somme des dioxines et des furannes (OMS-PCDD/F-TEQ) (*)	Teneurs maximales Somme des dioxines, des furannes et des PCB de type dioxine (OMS-PCDD/F-PCB-TEQ) (*)
Chair musculaire de poisson et produits de la pêche et produits dérivés, à l'exception de l'anguille (****) (*****)	4,0 pg/g de poids frais	8,0 pg/g de poids frais
- Chair musculaire d'anguille (<i>Anguilla anguilla</i>) et produits dérivés	4,0 pg/g de poids frais	12,0 pg/g de poids frais

Dose mensuelle tolérable (DMTP)

La dose tolérable retenue pour les dioxines et les PCB-DL est la dose mensuelle provisoire DMTP de 70pg TEQ_{OMS98}/kg poids corporel/mois (JECFA, 2001).

Concernant les PCB indicateurs, l'AFSSA (Afssa, 2007) a retenu une DJT de 10 ng/kg p.c./jour pour la somme des 6 PCB marqueurs PCB 28, 52, 101, 138, 153 et 180, (les 7 congénères de PCB marqueurs habituels à l'exception du PCB118 qui fait aussi partie des PCB-DL).

NOTE : modification très récente de la réglementation

Ces concentrations maximales ont été abaissées très récemment en considérant les TEF fixés en 2006 (*Règlement UE N°1259/2011, applicable à partir du 1^{er} janvier 2012*).

- TEQ (dioxines) 3,5 ng/kg p.h. (anguille 3,5 ng/kg p.h)
- TEQ Totale (dioxines et PCB-DL) 6,5 ng/kg p.h. (anguille : 10 ng/kg p.h.)

PCB indicateurs (PCB-NDL) : 75µg/kg p. h. Somme des 6 PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180)

L'abaissement des concentrations maximales (TEQ dioxines de 3,5 et TEQ totale de 6,5 provient d'une part d'un renforcement des exigences sanitaires et d'autre part de l'utilisation de nouveau TEF, TEF₂₀₀₆, pour le calcul des TEQ. Les estimations ci-dessous se réfèrent à l'ancien règlement (Règlement (CE) no 1881/2006 modifié par le règlement (CE) No 629/2008)

Tableau 14 : Niveaux des PCB (PCB153) dans divers organismes

Les concentrations sont exprimées par rapport soit au poids frais ou poids humide, soit au poids sec ; un facteur de conversion de 5 permet de passer de l'un à l'autre compte tenu d'une teneur en eau moyenne de 80 % (conc. en µg/kg p.h. ou p.f.) = 1/5*(conc en µg/kg p.en p.s.)

Les concentrations sont données pour le PCB 153 composé prédominant qui représente environ 40% de la somme des 7 PCB indicateurs.

Niveaux de référence dans les moules et poissons selon Ospar (Ospar, Commission, Background document on co ordinated Environmental Monitoring Programme, CEMP 2009)

Ce sont des concentrations faibles, mesurées dans des mollusques provenant de zones non exposées aux apports de contaminants :

Concentration de référence (BAC)

Mollusques 0,22 µg/kg poids humide

Poissons 0,2 µg/kg poids humide

Mollusques du littoral Français (Claisse *et al.* 2006)

Moules

- Manche et Atlantique 3.9 (0,03 – 100) µg/kg p.h. *Mytilus edulis*

- Méditerranée 3.7 (0,31 – 120) µg/kg p.h. *Mytilus spp.*

Huîtres

- Manche et Atlantique 4.1 (0,84 – 37,8) µg/kg p.h. *Crassostrea gigas*

Moules Baie de Seine (Abarnou & Duchemin, 2008)

Villerville 30-60 µg/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)

Barfleur 3 µg/kg p.h. (")

Crustacés

Crabes, tourteaux, araignées 2.8-5,4 µg/kg p.h. (Bodin, 2005)

Etrilles

Octeville (1 mesure seulement) 25 µg/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)

Poissons Baie de Seine

Bar 10-180 µg/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)

Plie, sole 5 - 90 µg/kg p.h. (")

Bar 10 - 50 µg/kg p.h. (Abarnou, 2010)

Maquereau 10 - 100 µg/kg p.h. (")

Rouget barbet 10 - 80 µg/kg p.h. (")

Tableau 15 : Niveaux de dioxines et PCB exprimés en quantité toxique équivalente (TEQ totale) dans les organismes

N.B. : ce sont des concentrations en mercure total (pas de mesures de spéciation)

Les concentrations sont exprimées en TEQ sur la base des TEF₁₉₉₈(tableau 9). Les TEQ calculées pour les dioxines (PCDD et PCDF) uniquement ne sont pas données ; en estuaire et en baie de Seine les TEQ_{PCB-DL} surpassent de très loin la TEQ_{PCDD/F} (d'un facteur de 5 à 10)

Les concentrations sont exprimées par rapport soit au poids humide (p.h.) ou frais (p.f.), soit au poids sec ; un facteur de conversion de 5 permet de passer de l'un à l'autre compte tenu d'une teneur en eau moyenne de 80 % (conc. en ng/kg p.h. ou p.f.) = 1/5*(conc en ng/kg p.en p.s.)

Mollusques du littoral Français (les dioxines et PCB-DL n'ont pas été mesurés dans les bivalves dans le cadre du ROCCh)

Moules

- Manche et Atlantique 2,4 (0,6 – 7,7) ng/kg p.h. *Mytilus edulis*

- Méditerranée 1,4 (0,6 – 3) ng/kg p.h. *Mytilus spp.*

Moules Baie de Seine

Villerville (15 échantillons, 1998-2003) (<i>Liteau 2002 et données Seine Aval</i>)	8,0 (1,4 – 11,7)	ng/kg p.h.
Barfleurl (4 échantillons, idem)	2,0 (1,1 – 2,6)	ng/kg p.h.
Villerville(N=4)	9,6 (6,4 – 12,4)	ng/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)
Barfleurl (N= 2)	1,2 (1,0 – 1,4)	ng/kg p.h. (")
Coquilles Saint Jacques Baie de Seine <i>Liteau 2002 et données Seine Aval</i>)		
CSJ chair (7 échantillons)	0,06 (0,03 – 0,19)	ng/kg p.h.,.
CSJ gonades (3 échantillons)	1, (0,9 – 1,9)	ng/kg p.h.,
Crustacés		
Crevettes (n= 5) (estuaire)	3,6 – 4,5	ng/kg p.h. (Sav, 2001-2004)
Tourteau (1)	0,8	ng/kg p.h. (Sav, 2001 – 2004)
Araignée (1)	1,4	ng/kg p.h. (Sav ,2001- 2004)
Tourteau-Araignée	0,8 – 2.6	ng/kg p.h. (Bodin, 2005)
Etrilles Octeville (1 mesure seulement)	5,9	ng/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)
Poissons Baie de Seine		
Bar (N=3)	8,7 (5,1- 9,5)	ng/kg p.h. (Seine aval)
Bar (N=5)	12,0 (3,0 - 25,4)	ng/kg p.h. (Abarnou & Duchemin, 2008)
Bar BdS (N=8)	6,6 (0,9 - 19,0)	ng/kg p.h. (Abarnou, 2010)
Bar Manche Est (N=6)	3,6 (2,1 - 4,5)	ng/kg p.h. (")
Maquereau BdS (N=4)	13,7 (8,0 - 24,1)	ng/kg p.h. (")
Rouget barbet BdS (N=3)	14,7 (11,9 - 16,0)	ng/kg p.h. (")
Rouget b. Manche Est (N=6)	2,5 (0,6 – 6,3)	ng/kg p.h. (")

Evaluation de la teneur en PCB et dioxines dans les mollusques et les poissons

Les teneurs en PCB indicateurs d'une part et en PCB-DL et dioxines exprimées en TEQ sont très élevées et varient dans un large domaine. Cette contamination par les PCB des ressources exploitées et consommées est prise en compte par les agences (Anses) et les autorités publiques notamment dans le cadre du Plan National PCB La DGAL met en œuvre des plan de contrôles orientés visant à préciser cette contamination des espèces consommées provenant de la Baie de Seine.

Tableau 16 : Teneurs en PCB ($\mu\text{g}/\text{kg}$ de chair humide) et TEQ totale retenues pour les organismes de la l'estuaire et de la baie de Seine

	Teneur faible PCB 153 ($\mu\text{g}/\text{kg}$ p.f.)	Teneur moyenne	Teneur élevée
dans la chair de mollusques	3	20	50
dans la chair de poisson (muscle)	5	20	100
S6 PCB($\mu\text{g}/\text{kg}$ p.f.) (PCB 28, 52,101, 138, 153, 180) = 2,5 * PB153			
dans la chair de mollusques	7,5	50	125
dans la chair de poisson (muscle)	12,5	125	250
TEQ total (ng/kg p.f.) = TEQ_{PCDD}+TEQ_{PCDF}+TEQ_{PCB-DL} (TEF_{OMS1998})			
dans la chair de mollusques	1	3	10
dans la chair de poisson (muscle)	1	6	15

L'exposition du consommateur aux PCB (figure 8) par la consommation de poisson dépasse largement la VTR (Afssa, 2007).

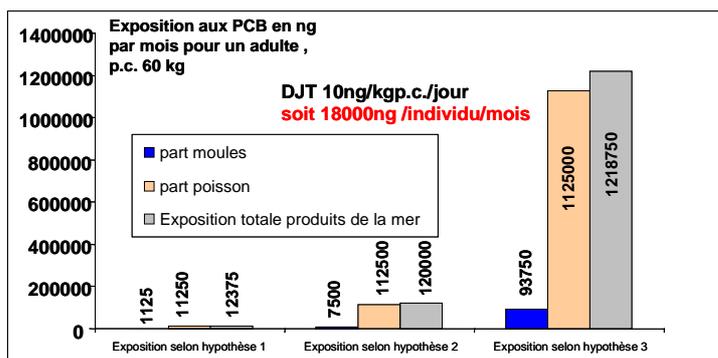


Figure 8 : Exposition aux PCB selon les différentes hypothèses de consommation de produits de la mer et de niveaux de contamination.

Une autre évaluation de la contamination par les PCB et les dioxines est proposée (figure 9) sur la base des TEQ (tableau 10).

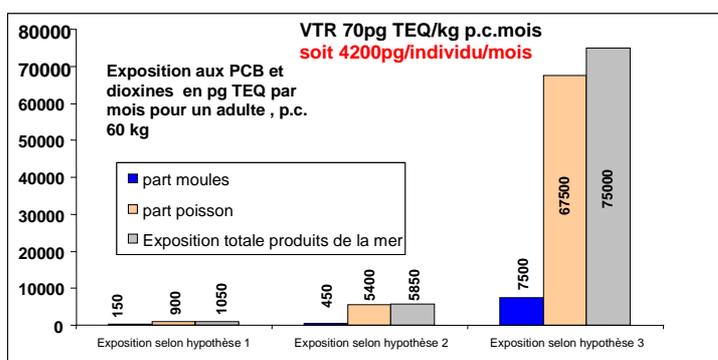


Figure 9 : Exposition aux PCB selon les différentes hypothèses de consommation de produits de la mer et de niveaux de contamination.

En général les contributions relatives de la consommation de moules ou de celle de poisson sont comparables et élevées en raison de la contamination de l'estuaire de la Seine par les PCB (moules) et du caractère persistant et bioaccumulable de ces contaminants. Dans le cas de forts consommateurs, la part de la consommation de poisson devient largement prédominante.

L'exposition aux PCB et aux dioxines par la consommation de produits de la mer provenant du secteur de la Baie de Seine est comparée à d'autres évaluations.(figures 10 et 11). Dans le cas des PCB l'étude Calipso (Leblanc, 2006) rapporte une exposition estimée à 0,38 µg/kg p.c./semaine, E.T.: 0,38 ; soit 98 µg/individu/mois, E.T. : 98 µg/kg p.c./semaine. Notre évaluation selon l'hypothèse 3, celle de forts consommateurs, conduit

à environ 1220µg par individu et par mois, bien supérieure à celle de Calipso en raison des très fortes valeurs de contamination prises en compte (tab.8).

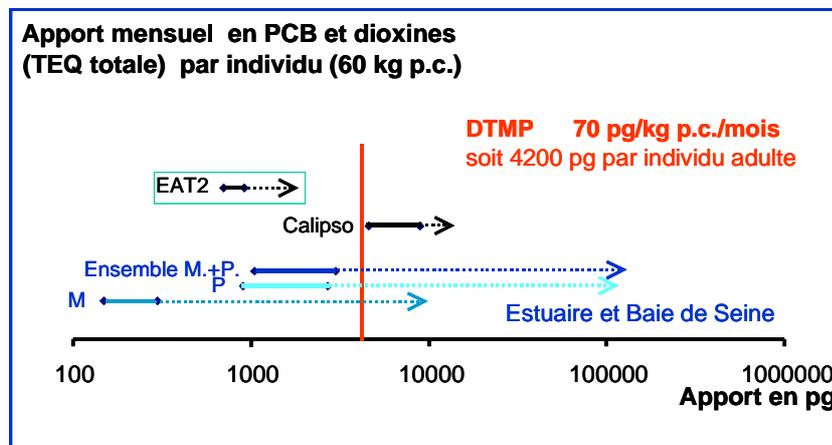
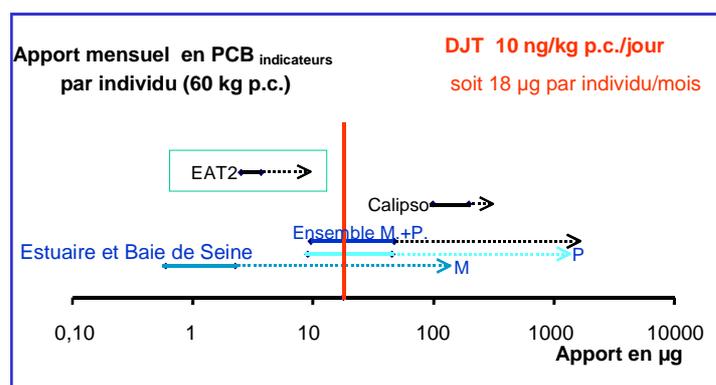


Figure 10 : Exposition aux PCB : comparaison des niveaux d'exposition aux PCB selon différentes évaluations. Sur chaque trait représentant le domaine de variation des niveaux d'exposition figurent deux points correspondant aux niveaux d'exposition bas et moyen alors que l'extrémité de la pointe de flèche représente la situation de forts consommateurs.

En considérant les quantités toxiques équivalentes (figure 11) cette estimation, toujours dans le cas de forts consommateurs de poisson et produits de la mer, est de 75000 pg TEQ par mois et par individu, de nouveau supérieure à celle obtenue dans le cadre de



l'étude Calipso (17,8 pg TEQ kg p.c./semaine soit 4580 pg /individu/mois).

Figure 11 : Exposition aux PCB-DL et dioxines exprimés en TEQ : comparaison des niveaux d'exposition selon différentes évaluations.

Dans tous les cas, indépendamment de larges différences entre les deux études Calipso et celle-ci, et pour les deux évaluations, exposition aux PCB_i ou aux PCB-DL et dioxines,

les valeurs toxicologiques de référence sont dépassées même dans le cas de consommateurs moyens. Cela justifie, et c'est ce qui est fait depuis plusieurs années, des programmes de contrôle de la présence de PCB et dioxines dans les organismes de l'estuaire et en Baie de Seine sur la base de prélèvements spécifiques et géo-références ainsi que de recommandations de consommation et d'arrêtés de restrictions de pêches.

Dans l'étude EAT2, sur l'exposition par l'alimentation totale, (Anses, 2011 b1), l'exposition moyenne aux PCB_i d'une part (figure 10) et aux PCB-DL et dioxines d'autre part (figure 11) restent en dessous des VTR confirmant que ce sont bien les produits de la mer qui contribuent de façon très importante à l'exposition à ce type de contamination.

Les dose mensuelle tolérable en PCB et dioxines seraient atteintes par 5-6 repas de moules ou de poisson seulement, sur la base de plats de 150 g de mollusques ou de poisson contaminés respectivement au niveau de 20 ng PCB /g chair poids humide ou 6 pg TEQ /g. Chacune de ces rations représenterait un apport en PCB de 3 µg ou en considérant les TEQ, entre 450 pg (moules) et 900 pg TEQ (poisson). Rappelons qu'il s'agit de poissons particulièrement contaminés qui ne sont pas du tout représentatifs d'espèces consommées.

2.3.4 les HAP.

Les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques ; poly-aromatic hydrocarbons, PAHs) sont des substances chimiques composées uniquement de carbone et d'hydrogène et constituées de plusieurs cycles aromatiques liés par au moins deux carbones adjacents (figure 12).

Ces hydrocarbures sont des constituants naturels du pétrole (hydrocarbures pétrogéniques) et sont aussi produits par combustion lors de procédés de combustion (hydrocarbures pyrogéniques) notamment la production d'énergie pour l'industrie et les transports ainsi que et la combustion incomplète de matière organique (charbon, bois, aliments) et l'incinération des déchets urbains. La présence des HAP dans l'environnement est principalement liée aux activités humaines.

Parmi la multitude de composés possibles appartenant au groupe des HAP, priorité est donnée à seize d'entre eux (figure 12) sur la base de critères de présence et de toxicité.

Ces différents HAP présentent plusieurs caractéristiques communes : faible solubilité dans l'eau et coefficient de partage octanol-eau élevé, caractéristiques qui varient selon le nombre de cycles constituant la molécule.

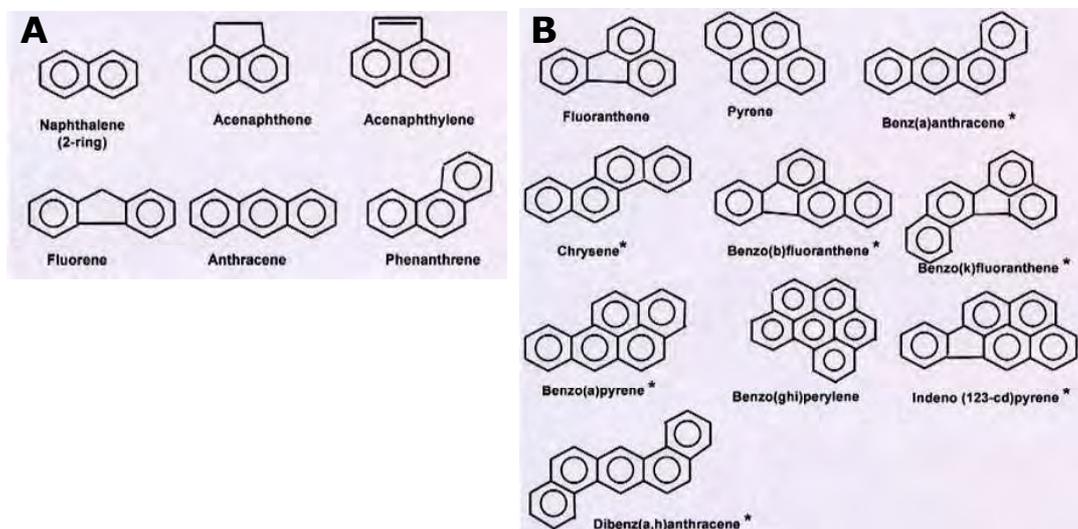


Figure 12 : Structures chimiques des 16 HAP prioritaires, de poids moléculaires faibles (A) ou élevés (B).

Les HAP ne présentent pas de caractère toxique aigu très élevé, et les effets de ce type sont plus élevés dans le cas des HAP de faibles poids moléculaires (de quelques centaines de mg de naphtalène /kg poids corporel pour le rat). Le risque chronique associé à ces composés résulte de leur caractère mutagène et cancérigène (groupe 2A et 2B, cancérigènes probables et cancérigènes possibles selon le classement du Centre International de Recherche sur le Cancer). Le BaP est reconnu comme le cancérigène le plus puissant et des facteurs de toxicité équivalent en BaP établissent une échelle de dangerosité relative de ces différents composés par rapport à celle du BaP (Nisbet et Lagoy, 1992).

Tableau 17 : Liste des HAP prioritaires selon l’Afssa (Afssa, 2003)

HAP	TEF	HAP	TEF
anthracène	0,01	benzo (a) pyrène	1
benzo (a) anthracène	0,1	chrysène	0,01
benzo (b) fluoranthène	0,1	di benzo (a,h) anthracène	1
benzo (j) fluoranthène	0,1	fluoranthène	0,01
benzo (k) fluoranthène	0,1	indéno(1,2,3c-d)pyrène	0,1
benzo (g,h,i) pérylène	0,01		

Ces facteurs (TEF_{BaP}) permettent aussi le calcul de la quantité toxique ($TEQ =$ somme des concentrations des différents HAP pondérées par le TEF_{BaP} de chacun de ces HAP). On retrouve ici une approche très comparable à celle des dioxines et des PCB-DL. L'Afssa (2003) a recommandé une liste de 11 HAP (tableau 17) à mesurer dans les aliments et a réajusté les TEF initialement fixés par Nisbet et Lagoy (1992).

Les HAP présentent une capacité à être bioconcentrés, K_{ow} élevés et une grande persistance dans l'environnement abiotique ; ils sont effectivement mesurés à des niveaux élevés dans les bivalves (de 1 à 50 $\mu\text{g BaP}$ poids sec/kg, de 0,5 à 30 μg fluoranthène /kg p.s. données RNO-ROCCh). Par contre, dans les réseaux trophiques aquatiques, les HAP ne sont pas généralement mesurés dans les tissus d'organismes supérieurs car ils sont rapidement et efficacement biotransformés et éliminés par les crustacés et les poissons.

Teneurs maximales recommandées par l'Afssa (2003)

Valeurs guides pour les produits de la pêche non transformés :

- poissons : 2 $\mu\text{g TEQ}_{BaP}$ p.h
- mollusques bivalves, crustacés et céphalopodes : 10 $\mu\text{g TEQ}_{BaP}$ p.h
- pour les 11 HAP

Dose virtuellement sûre (DVS)= 5 ng de BaP /kg p.c./jour pour un excès de risque de cancer de 10^{-6}

Les HAP font partie des substances suivies dans le cadre de la surveillance. Les concentrations en HAP mesurées lors de cette étude sont en bon accord avec les mesures réalisées dans le cadre du RNO (figure 13).

Comme on pouvait s'y attendre en raison de l'origine industrielle et urbaine de ces contaminants, les plus fortes concentrations sont mesurées dans les moules de Villerville, 50 – 60 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ p.h. pour la somme des 15 HAP ou 5 - 6 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ en quantité toxique équivalente au BaP selon les TEF_{BaP} proposés. Ce constat, est en partie comparable au cas des PCB si on considère uniquement les moules et en diffère par la rapide décroissance des hydrocarbures dans les bivalves dès que l'on s'éloigne de l'estuaire, ce qui s'expliquerait par la bien moindre persistance des HAP dans l'environnement.

Le caractère métabolisable des hydrocarbures est bien connu et explique leur présence à des niveaux très faibles, le plus souvent indétectables dans les poissons et bien sûr très largement en dessous des maxima autorisés dans la chair de poisson (2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ p.h. pour

le TEQ_{BaP}, AFSSA). Le point principal concerne la présence de HAP à des niveaux relativement élevés dans les moules provenant de la zone proche de l'estuaire mais qui restent toujours inférieurs à 10 µg.kg⁻¹, le maximum fixé par l'AFSSA pour le TEQ_{BaP}.

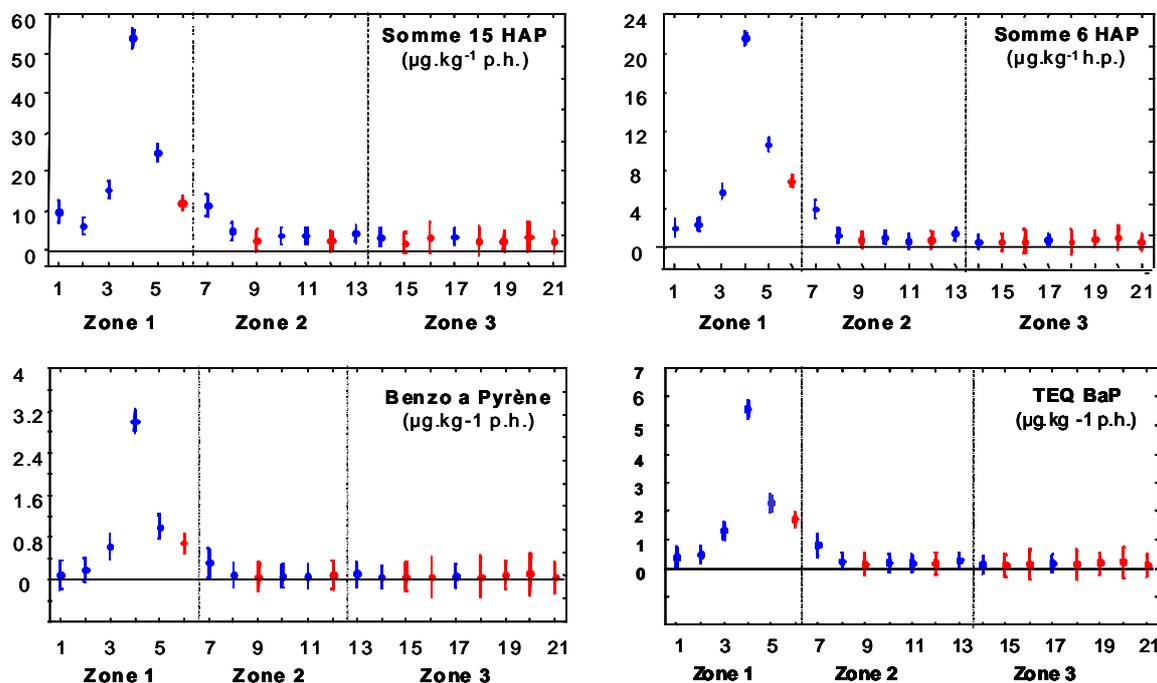


Figure 13: Concentrations en HAP dans les moules du littoral normand (d'après

Abarnou et Duchemin, 2008) en bleu données RNO-ROCCh , en rouge données de cette étude. (zone 1 estuaire : 1 - Varengeville, 2 - Vaucottes, 3 - Antifer, 4 - Cap de la Hève, 5 et 6 - Villerville ; zone 2 : Baie de Seine : 7 - Ouistreham, 8 - Port en Bessin, 9 - Ste Honorine, 10 - baie des Veys, 11 et 12 - Montfarville - Le Moulard, 13 - Grande Rade Cherbourg, 14 et 15 : zone3 : Ouest cotentin : Pirou Nord, 16 - St Martin Bréhal, 17 - Breville, 18 - Donville 19, - Granville Pointe de Roc, 21 Hacqueville, 21 - Champeaux)

Evaluation de l'exposition aux HAP par la consommation de moules

La contribution de la consommation de poisson n'est pas considérée et de toutes façons serait négligeable par rapport à celles des bivalves filtreurs qui eux n'ont pas la capacité de métaboliser ces substances.

Tableau 18 : Teneurs en HAP (µg/kg de chair humide) retenues pour les mollusques organismes de la l'estuaire et de la baie de Seine

	Teneur faible	Teneur moyenne	Teneur élevée
BaP (µg/kg p.h.)			
dans la chair de mollusques	0,1	0,5	4
TEQ_{BaP}(µg/kg p.h.)			
dans la chair de mollusques	0,25	1	7

Calculs des ordres de grandeur de l'exposition par la consommation de moules

Les mêmes hypothèses de consommation que précédemment nous conduisent à des expositions de :

- 1,25 ng/jour soit 37,5 ng /individu /mois ou 0,4 % de la DVS selon l'hypothèse 1
- 5 ng/jour soit 150 ng/individu ou 1,6% de la DVS selon l'hypothèse 2
- 175 ng/jour soit 5250 ng/individu/mois ou 58% de la DVS selon l'hypothèse 3

Selon l'étude de l'alimentation totale EAT2 (Anses, 2011), l'apport en HAP par l'alimentation est estimé entre 0,32 et 0,74 ng TEQ_{BaP}/kg p.c./jour soit entre 576 et 1530 ng TEQ_{BaP}/individu/mois. L'Anses signale que « *l'exposition aux HAP via l'alimentation (hors pratiques type barbecue) est de faible préoccupation* » (EAT2, Anses, 2011). Par contre, selon notre évaluation simplifiée une consommation quotidienne de 150 g de moules prélevées à proximité de l'estuaire de la Seine conduirait à une surexposition aux HAP. Pour atteindre la dose tolérable, il faudrait consommer mensuellement entre 12 et 60 repas de moules, selon que ces mollusques seraient contaminés par les HAP au niveau de 5 ou de 1 ng TEQ_{BaP} /kg p.h..

2.3.5 les PBDE (Polybromo diphényles éthers)

Les PBDE englobent une large famille de composés bromés utilisés comme produits retardateurs de flamme dans les textiles, les matériaux isolants, les matières plastiques, l'équipement électronique et par conséquent sont largement disséminés dans tout l'environnement. Différents mélanges techniques ont été utilisés notamment les produits penta, octa et déca-bromés. Actuellement c'est le mélange déca-bromé, qui est principalement utilisé, suite à l'interdiction des mélanges penta-bromés en 2001

Les concentrations en PBDE dans les organismes marins se situent au niveau de quelques µg par kg de chair. Ces substances sont reconnues comme de possibles perturbateurs endocriniens. La préoccupation concernant les dérivés bromés est liée à leur détection dans tous les compartiments de l'environnement y compris dans les organismes et, plus important, au constat de l'augmentation très sensible des teneurs environnementales ces dernières années. A titre indicatif, au cours des dernières décennies les teneurs dans le lait humain en Suède aurait doublé tous les 5 ans (Noren et Meironyte, 1998) constat confirmé par ailleurs (Hites *et al.* , 2004). Par contre, les résultats d'analyse rétrospective de la surveillance des oeufs de guillemots menée en Suède (Sellstrom *et al.*, 2003) démontreraient une tendance à la baisse de ce cette contamination

par les PBDE à partir du milieu des années 80 avec un retour vers 1995-2000 à un niveau comparable à celui observé en 1970. De telles observations ont été réalisées à Ifremer (Johansson *et al.*, 2004). par l'analyse rétrospective de prélèvements de moules, réalisés dans le cadre de la Surveillance RNO sur la période 1981 – 2003.

Valeurs toxicologiques de référence pour les PBDE

Actuellement il n'existe pas de dose toxique de référence ni de réglementations sur la présence des PBDE dans les aliments et sur les concentrations maximales admissibles. Le rapport EAT2 (ANSES, 2001) signale (Rapport tome 1, p 105) « *En attendant l'établissement d'une VTR pour les PBDE et à titre de précaution, les experts du comité spécialisé résidus et contaminants chimiques et physiques de l'Anses proposent de comparer l'exposition aux 8 PBDE au seuil de 10 ng/kg pc/j défini pour les 6 PCB-NDL le plus fréquemment retrouvés dans l'alimentation (effets sur le neuro-développement)* »; (structure chimique comparable des PCB-NDL et des PBDE).

Tableau 19 : Concentrations en PBDE mesurés dans les organismes côtiers .

			BDE47 ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ p.h.)	S PBDE ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ p.h.)	Ref
Mollusques					
<i>bivalves</i> (<i>Mytilus e.</i>)	<i>Moules</i>	<i>Villerville (2001-2004)</i>	0,04 - 0,36	0,075 - 0,710	Données Seine Aval
		<i>Le Moulard (2001-2004)</i>	0,07 - 0,1	0,13 - 0,18	" "
		<i>Analyses rétrospective (1981 – 2003)</i>			Johansson I, 2006
		<i>Villerville</i>	0,35 - 2	1 - 5-	" "
		<i>Pen Bé</i>	0,06 - 0,18	0,007 - 0,30	" "
		<i>Etang de Thau</i>	0,12 - 0,16	0,2 - 0,2	" "
<i>Mytilus e</i>	<i>estuaire de Seine,</i> <i>Villerville</i>		0,4 - 0,6	0,7 - 1,1	
<i>Mytilus e.</i>	<i>baie de Seine, Le</i> <i>Moulard</i>		0,1	0,2	
<i>Mytilus e.</i>	<i>Côte Manche (2008-</i> <i>2010)</i>			0,14 - 0,9	Munsch, 2011
<i>Crassostrea gigas</i>	<i>C. Atlantique (2008-2010)</i> <i>C. Méditerr. (2008-2010)</i>			0,04 - 0,4 0,12 - 0,4	
<i>Scrobiculaires</i> <i>Srobicularia plana</i>	<i>Loire</i>			0,012 - 0,03	Bragigand, 2005
	<i>Seine</i> <i>Pays Bas, 1999</i>		0,18 – 0,86	0,01 - 0,6	" " de Boer, 2003
<i>Moules (Mytilus e. ;</i> <i>Perna veridis)</i>	<i>Asie, océan indien</i> <i>Cambodge</i> <i>Chine</i> <i>Hong Kong</i> <i>Inde</i> <i>Japon</i> <i>Corée</i> <i>Malaisie</i> <i>Philipinnes</i> <i>Vietnam</i>			0,04 - 0,7 0,04 - 0,6 0,2 - 1,7 0,01 - 0,03 0,03 - 0,9 0,15 - 10 0,01 - 0,24 0,4 - 1,2 0,01 - 0,07	Ramu, 2007 " " " " " " " " " " "
<i>Mytilus californicus</i>	<i>Baie de San Francisco</i>		1,8 - 5,5	2,7 - 9,4	" " "
Crustacés					
<i>Araignée (Maja b.)</i>	<i>Baie de Seine (Octeville)</i> <i>Ouest Cotentin</i> <i>(Granville)</i> <i>Ouest Bretagne (Roscoff,</i> <i>Le Conquet, Le</i> <i>Guilvinec)</i>		0,020 0,006 - 0,01 0,004 - 0,014	0,032 0,010 - 0,050 0,008 - 0,24	Bodin, 2005 " "
<i>Crabe (Cancer p.)</i>	<i>Baie de Seine (Octeville)</i> <i>Ouest Cotentin</i> <i>(Granville)</i> <i>Ouest Bretagne (Roscoff,</i> <i>Le Conquet, Le</i> <i>Guilvinec)</i>		0,017 0,011 0,04	0,031 0,021 0,007	

Poissons (mesures dans le muscle)				
<i>limande (oct. 2001)</i>	<i>Estuaire Escaut</i>		0,13	Vorspoels et Covaci, 2003
	<i>Sud mer du Nord</i>		0,03 - 0,08	" "
<i>plie (oct. 2001)</i>	<i>Estuaire Escaut</i>		1,2	" "
	<i>Sud mer du Nord</i>		0,1 - 0,19	" "
<i>sole (oct. 2001)</i>	<i>Estuaire Escaut</i>		0,016 - 1,4	" "
	<i>Sud mer du Nord</i>		0,016 - 0,15	" "
<i>flet (2003 - 2004)</i>	<i>Seine</i>		3,4 ± 2,6	Tapie, 2006
	<i>Ster (Sud-Finistère)</i>		0,6	" "
	<i>Loire</i>		0,8 ± 0,4	" "
	<i>Gironde</i>		2 ± 1,2	" "
<i>Bar</i>	<i>Estuaire et baie de Seine</i>	1,8 - 2,9	3,2 - 3,6	A barnou et Duchemin, 2008
<i>Soles</i>	" "	0,20 - 0,35	0,4 - 0,65	" "
<i>Plies</i>	" "	0,1 - 0,9	0,2 - 1,4	" "
<i>Bar</i>	<i>baie de Seine</i>	0,1 - 1,1	0,1 - 1,5	A barnou, 2010
	<i>Golfe de Gascogne</i>	0,06 - 1,5	0,08 - 2,1	" "
<i>Maquereau</i>	<i>baie de Seine</i>	2,7 - 4,5	4,1 - 6,7	" "
	<i>Golfe de Gascogne</i>	0,1 - 1,0	0,3 - 1,0	" "
<i>Rouget Barbet</i>	<i>baie de Seine</i>	0,4 - 0,6	0,7 - 1,0	" "
	<i>Golfe de Gascogne</i>	0,04 - 0,49	0,07 - 1,3	" "

Evaluation de l'exposition aux PBDE par la consommation de moules et de poisson.

Pour l'évaluation de l'exposition aux PBDE les teneurs en contaminants prises en compte sont présentées dans le tableau 20. Le PBDE47 est très largement prédominant dans les résidus de PBDE retrouvés dans les produits de la mer (tableau 11). Le composé PBDE 209 n'est pas considéré dans cette étude du fait de manque de données, lié aux incertitudes sur la mesure de ce congénère.

Tableau 20 : Teneurs en PBDE ($\mu\text{g}/\text{kg}$ de chair humide) retenues pour les mollusques organismes de la l'estuaire et de la baie de Seine

	Teneur faible	Teneur moyenne	Teneur élevée
Somme des PBDE (PBDE 28, 47, 99, 100, 153, 154, 183) ($\mu\text{g}/\text{kg}$ p.h.)			
dans la chair de mollusques	0,1	0,5	1
dans la chair de poisson	0,1	1	5

Dans le cas général d'une consommation moyenne de poisson et mollusques peu contaminés par les PBDE l'exposition par les produits de la mer reste inférieure à 300 ng par mois et par individu (figure 14)

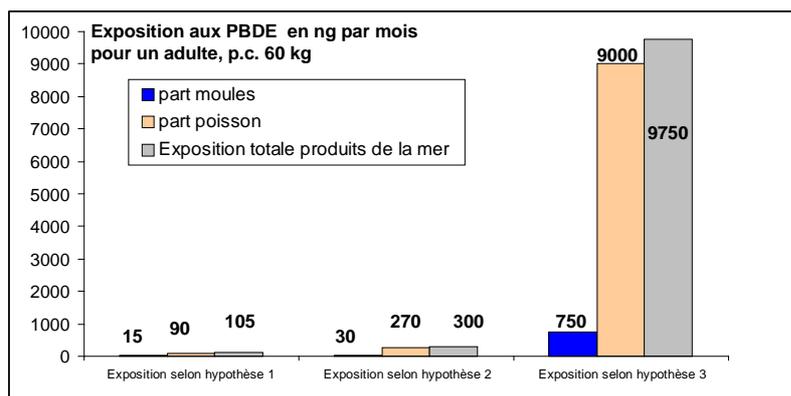


Figure 14 : Exposition aux PBDE selon les différentes hypothèses de consommation de produits de la mer et de niveaux de contamination.

Les expositions aux PBDE (somme des PBDE) sont comparées à divers évaluations (figure 15) : dans tous les cas l'exposition aux PBDE par la voie alimentaire est bien inférieure à la dose journalière provisoire.

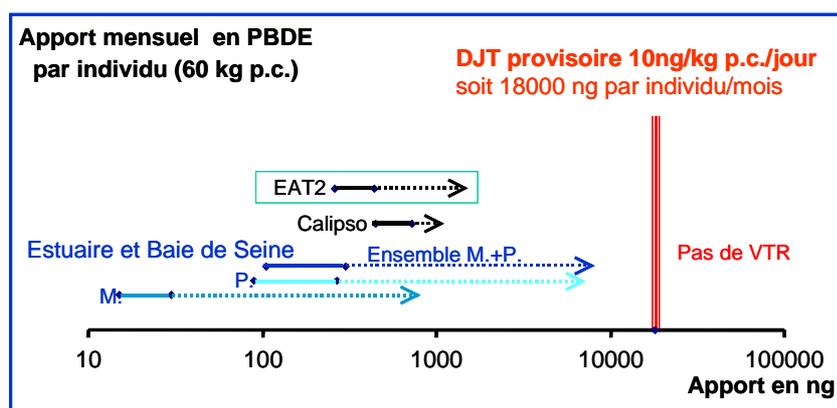


Figure 15 : Exposition aux PBDE : comparaison des niveaux d'exposition selon différentes évaluations.

Selon l'étude de l'alimentation totale EAT2 (Anses, 2011) l'apport en PBDE par l'alimentation totale est estimé entre 0,144 et 0,798 ng PBDE/kg p.c./jour soit entre 259 et 1440 ng PBDE/individu/mois. A comparer aux 300ng, la valeur estimée des apports par la consommation de mollusques et poissons de la Baie de Seine. Les valeurs les plus élevées des apports, près de la moitié des doses provisoires, sont surévalués par rapport à l'estimation Calipso et correspondent à une situation extrême, tant pour la consommation que pour la contamination. Pour atteindre la dose tolérable provisoire de 10 ng/kg p.c. : jour , il faudrait consommer quotidiennement 600 g (4 rations) de moules ou de

poisson contaminés au niveau du ng/g, l'ordre de grandeur de la contamination des organismes de l'estuaire et de la Baie de Seine.

2.3.6 les composés polyfluorés (PFC) (Polyfluorinated compounds, PFCs)

Les composés perfluorés sont des substances qui possèdent une longue chaîne polyfluorée (C8 à C16) apolaire et un groupement polaire (figure 16). Ce sont ainsi des substances amphiphiles (à la fois hydrophobes et hydrophiles). Ces caractéristiques leur confèrent à la fois des propriétés d'agents de surface, (anti-tâches, imperméabilisants, anti-adhésifs) largement mises à profit dans divers produits d'usage courants, mousses extinctrices, adhésifs, cires, emballage alimentaire, vêtements,...

Le PFOS (sulfonate de perfluoro-octane) et le PFOA (acide perfluoro-octanoïque) sont les plus fréquemment détectés ; ce sont aussi des résidus finaux d'intermédiaires de synthèses chimiques.

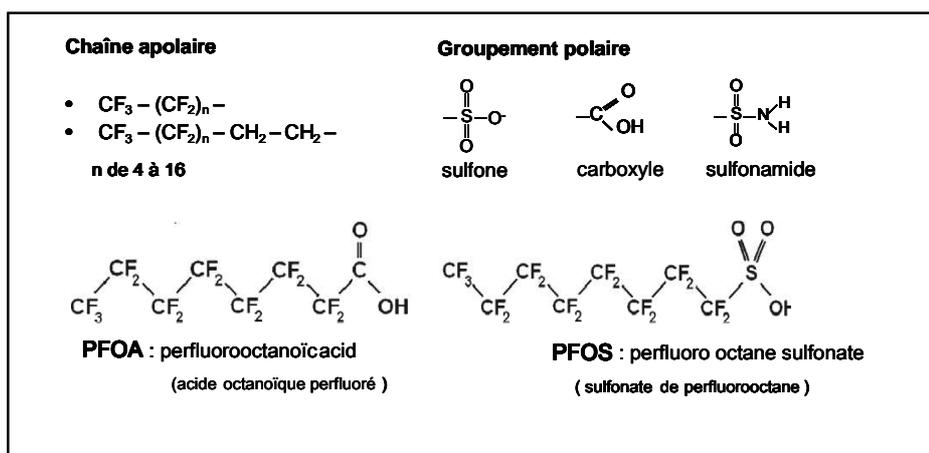


Figure 16 : Structure chimique des PFC.

Les rejets de stations de traitement des eaux usées et les rejets industriels représentent une voie de contamination importante de l'environnement par les PFC (étude de l'Anses, Laboratoire d'hydrologie de Nancy - Anses-2011a). Le PFOS a été identifié dans l'environnement et dans les aliments à des concentrations généralement supérieures à celles du PFOA. Il s'accumule davantage dans le foie que dans la chair des poissons qui apparaissent pour l'homme une voie d'exposition importante. Le PFOS s'accumule dans le corps. Il est modérément toxique. Le foie est la cible la plus sensible au PFOS (induction de tumeurs); d'autres effets ont été observés : modification des hormones thyroïdes, effets

sur le développement. Des études épidémiologiques, conduites sur des ouvriers exposés aux PFOS, n'ont pas conclu d'effets cancérogènes du PFOS.

Sur la base d'études de toxicité sub-chronique démontrant un niveau sans effet à 0,03 mg/kg p.c./jour pour le singe (*Cynomologus*) et prenant en compte un facteur d'incertitude de 200, l'EFSA (2008) a fixé à 0,150 µg/kg p.c./jour la DJT (dose journalière tolérable). L'EFSA précise que l'exposition journalière au PFOS est environ 60 ng/kg p.c., en dessous de la DJT, qui, toujours selon l'EFSA, pourrait être dépassée dans le cas des populations les plus exposées.

Le PFOA s'accumule dans les poissons mais à un degré moindre que le PFOS. Les concentrations sont systématiquement moins élevées que celle du PFOS. Pour le PFOA d'autres sources que l'alimentation contribuent de façon importante à l'exposition (exposition domestique). Les effets du PFOA sont très comparables à ceux du PFOS : action sur le foie et sur le développement. Les études épidémiologiques sur des ouvriers exposés aux PFOA ont signalé des associations avec des taux élevés en cholestérol et triglycérides. Des niveaux sans effets observés lors d'études chroniques de longue durée sur des rats mâles conduisent à des doses sans effets (NOAEL) sur le foie de 0,06 mg/kg (intervalle de confiance. : 0,3 – 0,7 mg/kg) ; La considération du niveau le plus bas et le facteur d'incertitude ont conduit la EFSA (2008) à fixer la DJT à 1,5 µg/kg p.c./jour pour le PFOA.

Depuis 2009, les PFC (PFOS et PFOA) font partie des POP (polluants organiques persistants) de la Convention de Stockholm. <http://chm.pops.int/>

Tableau 21 : Niveaux de contamination en PFOS et PFOA dans les poissons et produits de la mer (ng.g⁻¹ poids de chair humide)

Ericson et al. (2008) - Catalogne (Espagne)				
poissons blancs		PFOS	moy 0,41 (SD 0,08)	PFOA < 0,065
produits de la mer			0,148 (0,006)	<0,029
poissons bleus			0,654 (0,24)	<0,132
Corsolini S. et al. (2008) - Italie, Sud mer Tyrrhénienne du Sud (Calabre, Iles Eoliennes)				
espadon (<i>Xiphias gladius</i> ; n=17)		PFOS	< 0,5	PFOA <3
Nania et al., (2009) - Méditerranée, Italie				
Poissons pélagiques	chair	PFOS	4 (<2 - 14)	PFOA <1,5 (<1,5 - 12)
	foie		13 (<2 - 40)	6 (<1,5 - 13)
Poissons benthiques	chair		13 (<2 - 43)	14 (<1,5 - 40)
	foie		53 (3 - 83)	9 (<1,5 - 37)
Céphalopodes, calmar			3 (<2 - 3)	2,5 (<1,5 - 3)
Mollusques, moules			<2 (<2 - 3)	(<1,5 - 2.5)

Berger et al. (2009) - poissons en 2001 d'un lac du sud de la Suède et de la Mer Baltique			
perche	Lac Vattërn	PFOS 11,3(5,9 - 23,1)	PFOA 0,11 (<0,1 - 0,13)
	M Baltique	2,1 (2,0 - 2,9)	< 0,1
saumon	L.V.	8,5 (6,9 - 10,1)	<0,1 (<0,10 - 0,13)
	M.B.	1,0 (0,5 - 1,2)	0,12 (<0,1 - 0,22)
Nakata et al. (2006) - mollusques Japon			
huître		PFOS <0,3	PFOA 6 (3,4 - 8,1)
moules		<0,3	9,5 (6,3 - 14)
Mortimer et al. (2009) - poissons de 2007, divers mareyeurs GB			
poissons gras (47)		PFOS 4,8 (<1 - 59)	PFOA 1,1
poissons blancs (12)		1,2 (<1 - 2)	
crabes(6)		6,3 (2 - 13)	5,5 (4 - 8)
huîtres		2,5 (1 - 10)	<1
Schuetze et al. (2010) - poissons de rivières et poissons de mer			
Rivieres et lac		PFOS 10 - 225	
Mer Baltique, Mer du Nord		ND (<LOD - 0,3)	
Abarnou (2010)			
Bar	Baie de Seine	PFOS 7,0 - 9,8	
	Golfe de Gascogne	0,8 - 6,0	
Maquereau	Bds	1,0 - 2,6	
	GdG	0,7 - 1,8	
Rouget Barbet	Bds	5,5 - 8,6	
	GdG	0,55 - 13	
Munsch et al. (2011) - huîtres et moules des côtes de France (2008-2010)			
Manche		PFOS 0,01 - 0,5	
Atlantique		0,02 - 0,9	
Méditerranée		0,004 - 0,16	

L'évaluation de l'exposition n'a été calculée que dans le cas du PFOS, le seul composé du groupe des PFC systématiquement mesurés dans tous les prélèvements de poissons analysés (Abarnou, 2010 ; Munsch et al., 2011). Les concentrations en PFOS varient dans une gamme allant de 0,01 à 0,5 ng.g⁻¹ poids de chair humide dans les moules et de 0,7 à 10 ng.g⁻¹ p. h. dans la chair de poisson.

Tableau 22 : Teneurs en PFOS (µg/kg de chair humide) retenues pour les mollusques organismes de la l'estuaire et de la baie de Seine

	Teneur faible	Teneur moyenne	Teneur élevée
dans la chair de mollusques	0,1	0,2	0,5
dans la chair de poisson	2	5	10

Selon cette évaluation (figure 17), à partir des données du tableau 22, la consommation de poisson et de moules contaminés au niveau de ceux de la baie de Seine conduit à des expositions au PFOS qui restent en dessous de la dose tolérable, y compris dans le cas de forte consommation d'espèces les plus contaminées.

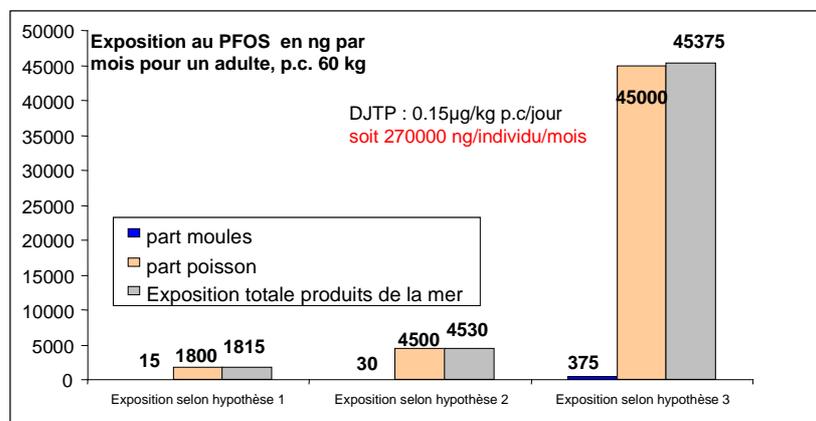


Figure 17 : Exposition au PFOS selon les différentes hypothèses de consommation de produits de la mer et de niveaux de contamination.

Selon l'étude EAT2 (Anses, 2011) l'exposition au PFOS, tous aliments confondus, se situe entre 0,66 et 1,15 ng/kg p.c./jour soit entre 1200 et 2100 ng par individu et par mois. Selon cette étude, « *Le PFOA et le PFOS ne représentent donc pas de risque sanitaire pour la population française en l'état actuel des connaissances* » (Anses, 2001). A titre indicatif, sur la base de produits contaminés au niveau du µg/kg, ordre de grandeur des teneurs mesurées, un repas représente un soixantième de la DJT provisoire (0,15 µg/kg p.c./jour ; EFSA, 2008).

2.3.6 Autres contaminants émergents : alkyls phénols, phtalates

Les alkyls phénols et les phtalates ont été recherchés dans un nombre très limité de prélèvement de moules et de poisson provenant de l'estuaire et de la baie de Seine. Ces deux familles de substances présentent un ensemble d'éléments communs :

- leur vaste domaine d'utilisation, leur stabilité chimique, leurs effets biologiques et leur présence dans les eaux de surface ; pour ces raisons ils font partie des substances prioritaires de la Directive Cadre sur l'Eau.

- ce sont des perturbateurs endocriniens. Hydrophobes et relativement persistants, ils sont susceptibles de s'accumuler dans les organismes et être transférés dans toute la chaîne alimentaire.

La réglementation sur ces substances reste encore quasi inexistante, justement du fait d'une connaissance insuffisante de leurs niveaux d'exposition et de leurs effets sur la santé.

Les alkyls phénols (AP)

Les nonyl phénols sont utilisés pour la synthèse des alkyls phénols poly-éthoxylés (APE) mais aussi pour la préparation de polymères, d'antioxydants et de dispersants pour insecticides. Les octyl phénols sont majoritairement utilisés comme intermédiaires dans la production de résines phénoliques (98%) ou pour la synthèse d'octyl phénols éthoxylés. Dans l'environnement aquatique les AP ont pour principale origine la dégradation finale des APE, notamment dans les rejets de stations de traitements des eaux usées.

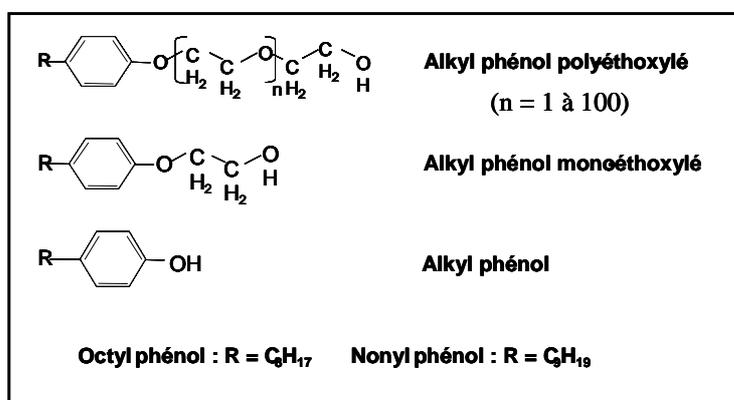


Figure 18 : Structure chimique des alkyl phénols poly éthoxylés (APE) et des alkyl phénols.

Les alkyl phénols sont des composés hydrophobes ($\log K_{ow} = 4,48$ et $4,12$), persistant dans l'environnement et qui peuvent être bioaccumulés. De plus, ils sont reconnus comme des perturbateurs endocriniens dont les principaux effets, notamment sur la reproduction, ont été récapitulés (Harrison, 1997).

L'utilisation et la mise sur le marché des APE a été restreinte en Europe depuis 2003 (directive 2003/53/CE). Les nonyl-phénols représentent 80% de la production d'alkyl

phénols et sont présents dans l'environnement en concentrations bien supérieures à celles des octyl phénols. Ils sont principalement présents dans le milieu aquatique, les eaux usées, les eaux de surface et potentiellement les eaux marines côtières.

Tableau 23 : Concentrations en nonyl - (NP) et octyl - phénols (OP) dans divers organismes

	Lieu de prélèvement	Année	NP ($\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ p. h.)	OP ($\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ p. h.)	Références
Phytoplancton	<i>Chine</i>	2002	440 ng/g de lipides (~0,5ng/ g p.f.)		<i>Hu, 2005</i>
Homard	<i>Italie</i>	2001	274-399	3,6-4,7	<i>Ferrara, 2005</i>
Moule marine	<i>Mer Baltique et Mer du Nord</i>	1985-2001	<2-9,7	~0,2	<i>Wenzel, 2004</i>
Moule d'eau douce	<i>Allemagne</i>	1995-2000	3,7-41,2	0,4	<i>Wenzel, 2004</i>
Maquereau	<i>Italie</i>	2001	270-1431	2,6-3,8	<i>Ferrara, 2005</i>
Carpe	<i>Etats-Unis</i>	1999	184		<i>Snyder, 2001</i>
Merlu	<i>Italie</i>	2001	2,7-82	0,3-3,1	<i>Ferrara, 2005</i>
Sole	<i>Italie</i>	2001	12-101	1.2-1.7	<i>Ferrara, 2005</i>
Brême	<i>Allemagne</i>	1995-2001	<2-13,3	0,2-1,4	<i>Wenzel, 2004</i>
Flet	<i>Grande-Bretagne</i>	1999	5-30 ng/p..s. (~1-5 ng/g p.f.)	17	<i>Lye, 1999</i>
Goéland	<i>Chine</i>	2002	240 ng/g de lipides (~10-15 ng/g p.f.)		<i>Hu, 2005</i>

Exposition aux alkyl-phénols

Une DJA provisoire (2000) pour le NP a été fixée au Danemark à $0,5 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ masse corporelle soit environ 30 μg par jour et par individu.

Les alkyl-phénols, n-octyl ou n-nonyl-phénol ont été recherchés dans les moules et les poissons de l'estuaire et de la Baie de Seine. Le plus souvent, les niveaux sont inférieurs aux seuils de quantification de $4 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ p.h. : l'OP a pu être quantifié dans 5 prélèvements et le NP dans un seul (tableau 24, Abarnou et Duchemin, 2008).

Tableau 24 : alkyls- phénols dans les moules du littoral bas-normand.

octyl phénol :	4,6	$\mu\text{g.kg}^{-1}$ p h.	Hacqueville	mars 2006
	4,8		Granville	mars 2006
	8,8		Donville	mars 2006
	6,2		Ste Honorine	mars 2006
	232,4 (?)		Ste Honorine	octobre 2006
nonyl phénol	6,6	$\mu\text{g.kg}^{-1}$ ph	Villerville	octobre 2006
	10.4		Le Moulard	octobre 2006

On a peu de recul sur ce type de données et la rareté des mesures significatives n'en facilite pas l'interprétation. Les données ouest-cotentin sont assez proches des seuils de quantification. L'octyl-phénol a été quantifié dans les deux prélèvements de Ste Honorine, et une des valeurs est particulièrement élevée. La présence de l'OP à des niveaux plus élevés est inattendue si on se base sur les chiffres de production et des données environnementales existantes. Dans la chair des échantillons de poisson analysés, les concentrations sont inférieures aux seuils de quantification.

Ces données sont précaires pour permettre une évaluation de l'exposition. Sur la base d'un repas de 150g de moules, l'apport en alkyl phénols serait de 1500 ng si on considère une concentration moyenne $10 \mu\text{g.kg}^{-1}$ d'A.P. dans les mollusques soit un vingtième la DJT (30 μg) provisoirement adoptée pour le NP au Danemark. (DJT $0,5\mu\text{g/kg/jour}$ poids corporel).

Même s'il est probable que la présence d'alkyl-phénols dans les mollusques et les poissons ne représente pas une part importante de l'exposition aux alkyl-phénols, les mesures doivent être confirmées par un échantillonnage systématique et l'utilisation d'un mode opératoire qui permette la quantification des AP dans les organismes au minimum au niveau du $\mu\text{g.kg}^{-1}$ dans la chair de moules et de poisson.

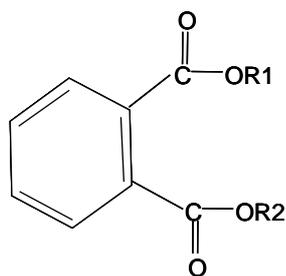
Les phtalates

Les phtalates sont des composés chimiques largement présents dans notre vie quotidienne. Certains de ces composés ont été retenus comme substances prioritaires en Europe (DCE), aux Etats-Unis et au Canada.

Les phtalates sont des esters à longue chaîne alkylée, de 1 à 13 atomes de carbone, de l'acide phtalique. Ceux de faible poids moléculaire tels que le DMP, DEP et DBP sont largement utilisés dans les cosmétiques et les produits de soins. Ceux de haut poids

moléculaires (DEHP, BBP) sont surtout utilisés comme plastifiants dans l'industrie des polymères afin d'augmenter leur flexibilité. Ils entrent également dans la composition de nombreux produits de grande consommation tels que peintures, encres d'imprimerie, adhésifs (pouvant être présents dans emballage de nourriture), ou encore des revêtements, câbles, etc... Les plus utilisés actuellement sont le DBP, le BBP, le DnOP, le DIDP et surtout le DEHP.

Tableau 25 : Structure chimique et caractéristiques des phtalates



Composé		R ₁	R ₂	Formule chimique	Masse molaire	Log K _{ow}	Pression de vap. à 25°C (mm Hg)	Solubilité (mg/l à 20°C)
Dimethyl phtalate	DMP	CH ₃	CH ₃	C ₁₀ H ₁₀ O ₄	194,2	1,61	2x10 ⁻³	4200
Diethyl phtalate	DEP	C ₂ H ₅	C ₂ H ₅	C ₁₂ H ₁₄ O ₄	222,2	2,38	1x10 ⁻³	1100
Di-<i>n</i>-butyl phtalate	DBP	C ₄ H ₉	C ₄ H ₉	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	278,4	4,45	2.7x10 ⁻⁵	11,2
Benzylbutyl phtalate	BBP	C ₆ H ₅ CH ₂	C ₄ H ₉	C ₁₉ H ₂₀ O ₄	312,4	4,59	5x10 ⁻⁶	2,7
Di(2-ethylhexyl) phtalate	DEHP	C ₈ H ₁₇	C ₈ H ₁₇	C ₂₄ H ₃₈ O ₄	390,6	7,50	1x10 ⁻⁷	0,003
Di-<i>n</i>-octylphtalate	DOP	C ₈ H ₁₇	C ₈ H ₁₇	C ₂₄ H ₃₈ O ₄	390,6	8,06	1x10 ⁻⁷	0,0005

Les phtalates sont des perturbateurs endocriniens. De plus, le DEHP, substance prioritaire de la Directive Cadre sur l'Eau a été classé dans le groupe 3 « potentiellement cancérigène » par l'Agence Internationale pour la Recherche sur le Cancer

Tableau 26 : Concentrations en phtalates dans divers organismes aquatiques

Organisme	Lieu de prélèvement	Année		Concentration (ng/g de poids humide)	Références
Brème	Pays-Bas	1999	DEHP DBP	70-1500 ng.g ⁻¹ p.h. 20-47 ng. g ⁻¹ p.h.	Vethaak, 2005]
Flet	"	1999	DEHP DBP	< 2-144 ng. g ⁻¹ p.h. < 0,7-33 ng. g ⁻¹ p. h.	"
Ditrème <i>Embiotoca lateralis</i>	Canada	2002	Σ phtalates	4-54 ng. g ⁻¹ p.h.	Lin, 2003
Algue verte	"	1999	Σ phtalates	35,7 ng/g de lipides	Mackintosh, 2004
Plancton	"	1999	Σ phtalates	43,4 ng/g de lipides. (~0,5 ng/g p.h.)	"]
Polychète	Espagne	1994	Σ phtalates	<0,01-12µg.g ⁻¹ (~0,2 - 240 ng/g p.h.)	Chaler, 2004
Moules	Canada	1999	Σ phtalates	31,7 ng/g lip. (~0,2 - 0,6 ng/g p.h.)	Mackintosh, 2004
Crabe	"	1999	Σ phtalates	23,9 ng/g lip. (~0,2-0,5 ng/g p.h.)	"

Exposition de l'homme

Les voies de contamination de l'homme par les phtalates sont aussi bien l'ingestion d'aliments et d'eaux contaminés que l'inhalation ou le contact cutané (notamment par produits cosmétiques), et exposition « médicale » (phtalates contenus dans les tubes de perfusion ou les sacs de conservation de sang et sérum, en particulier pour les dialysés). Cependant l'alimentation est reconnue comme une source majeure d'exposition de l'homme aux phtalates.

L'exposition au DEHP a été estimée entre 3 et 30 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de masse corporelle/jour. La SCF de l'Union Européenne a établi l'apport quotidien tolérable pour le DBP à 10 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de masse corporelle par jour pour le DEHP, et le BBP à 0,5 $\mu\text{g kg}^{-1}$ de masse corporelle/jour et l'agence pour la protection de l'environnement américaine (EPA) a fixé la limite maximale dans les eaux de consommation à 6ng/ml.

A titre indicatif, sur la base d'une consommation moyenne journalière de 30 g de poisson contaminé en DEHP au niveau de 100 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (p.h.), l'apport journalier en DEHP serait de 3 μg par individu adulte soit 0,05 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ masse corporelle et par jour, soit 10 fois en dessous de la valeur maximale recommandée.

Les phtalates dans les organismes de la baie de Seine

Dans ce groupe des phtalates, sept molécules ont été recherchées dans 30 prélèvements. Ici encore, les seuils de quantification de 2 ou 4 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ suivant la molécule sont élevés pour permettre la mesure de toutes les substances dans tous les prélèvements.

Tableau 27 : Concentrations en phtalates dans les organismes du littoral bas normand ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ p.h.).(A Abarnou et Duchemin, 2008)

Molécule		Seuil quantif.	Fréque nce > seuil	min	Max	Moy. basse	Moy. haute
Moules (12 échantillons analysés)							
Dimethyl-phtalate	DMP	2	4	4	5,6	2,2	4,7
Diethyl--phtalate	DEP		12	16	48,4	26,9	23,9
Dibutyl- phtalate	DBP	2	7	2	75,4	19,2	32,1
Benzyl butyl phtalate	BBP	4					
Di iso ethyl hexyl p.	DEHP	2	6	2,6	78,6	12,7	24,4
Di octyl phtalate	DOP	4	0	0	0	2	0
Di iso isobutyl phtalate	DisoBP	4	8	10,6	968	228,4	341,7
Poissons (18 échantillons analysés)							
Dimethyl-phtalate	DMP	2	5	2,6	3,2	1,5	2,9
Diethyl--phtalate	DEP		18	4,4	(1812,4)	16,6	(116,4)
Dibutyl- phtalate	DBP	2	13	3,7	31,5	11,5	16,7
Benzyl butyl phtalate	BBP	4	1	4,3	4,3	2,1	4,3
Di iso ethyl-hexyl p.	DEHP	2	10	7,5	122,1	23,5	41,5
Di iso isobutyl phtalate	DisoBP	4	14	7,5	287,5	92	118

Les concentrations en phtalates varient dans une large gamme (tableau 20) Toutes les molécules recherchées ne sont pas systématiquement trouvées à des niveaux

quantifiables dans tous les échantillons : les di-ethyl-phtalate, di-butyl-phtalate, di-iso-ethyl hexyl phtalate, et di-iso-octyl phtalate sont les plus fréquemment détectés. Pour certains phtalates (DEP) les concentrations s'écartent notablement des ordres de grandeurs mesurés. Le DEP est mesuré dans les moules à des concentrations variant entre 16 et 48 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (p.h.) moyenne 26,9 et entre 4 et 30 (moyenne 16,6) dans les poissons 6 et 50. Les teneurs en DEHP, composé prioritaire, varient entre 2,6 et 78,6 (moyenne : 12,7 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ p.h.) dans les moules où il a pu être quantifié dans 6 des 12 échantillons. Dans les poissons, 10/12 des résultats sont supérieurs aux seuils de quantification entre 7,5 et 122 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ p.h., moyenne 23,5. Le di-iso BP a lui aussi été fréquemment mesuré, 8 fois sur 12 et 14 fois dans les moules avec des niveaux entre 10 et 1000 dans les moules, moyenne 230 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ p.h et 14 fois sur 18 les poissons, entre 7 et 290 moyenne 92 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ p.h. Le DBP, moins souvent mesuré, présentent des niveaux autour de 20 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ p.h dans les moules (mesuré 7 fois sur 12) et de 10 dans les poissons (mesurés 13 fois sur 18 échantillons). Les autres phtalates sont à des niveaux très souvent inférieurs aux seuils de quantification.

Les apports en phtalates ont été estimés en prenant en compte des concentrations majorées et des consommations en produits de la mer moyennes et élevées soit quotidiennement 5 et 25 g de chair de moules et de 30 et 150 g de chair de poissons.

Tableau 28 : Estimation des exposition aux phtalates.

		Concentrations $\mu\text{g.kg}^{-1}$ p.h		Apports produits de la mer ng jour^{-1} individu ⁻¹
		C. Moules	C. poissons	
Diethyl—phtalate	DEP	30	50	1650 - 8250
Dibutyl- phtalate	DBP	20	10	400 - 2000
Di iso ethyl hexyl phtalate	DEHP	80	120	4000 - 20000
Di iso isobutyl phtalate	DisoBP	250	300	9750 - 48750

Ces ordres de grandeur de 1 à 50 μg par jour et par personne peuvent être comparés à des apports ou à des DJT déjà cités Elles devraient être confirmées par des investigations complémentaires et comparées à d'autres voies d'exposition aux phtalates par d'autres types aliments, mais aussi par d'autres voies possibles.

2.4 Discussion, contribution de la consommation des produits de la mer à l'exposition aux contaminants

Il est communément admis que la consommation de poissons et plus généralement de produits de la mer contribue de façon importante à l'exposition de l'homme aux contaminants persistants. C'est la mission des agences, l'Anses en France, d'évaluer les risques pour la santé causés par la présence de résidus de contaminants dans les aliments, et sur cette base ce sont les pouvoirs publics qui définissent la réglementation adéquate et mettent en œuvre les contrôles appropriés pour protéger les consommateurs vis à vis d'une sur-exposition à ces substances potentiellement toxiques.

L'estuaire de la Seine et l'ensemble de la Baie de Seine représentent, à l'échelle des côtes de France, une zone particulièrement adaptée pour cet exercice d'évaluation de l'exposition aux contaminants chimiques par la consommation de produits de la mer. **L'intérêt de ce site atelier se justifie tant par la diversité des substances mesurées dans les organismes qui y vivent que par les niveaux de présence trouvés pour certaines d'entre elles.** Ces résultats ont été pris en compte pour évaluer les ordres de grandeur de l'exposition des consommateurs à divers contaminants.

Parmi toutes ces substances, et ce n'est pas une surprise, ce sont les PCB qui représentent le risque plus élevé : les ordres de grandeur estimés des expositions avoisinent très souvent les doses tolérables et les dépassent dans le cas de forts consommateurs. Cette situation préoccupante, déjà signalée dans l'étude Calipso (Leblanc, 2006) fait l'objet d'une attention particulière de la part des autorités sanitaires (Plan National PCB, plans de contrôles orientés, mesures réglementaires restrictives sur les pêches). A un degré bien moindre le mercure, autre contaminant bioaccumulable, présente des niveaux de contamination élevés dans les espèces consommées pouvant induire un dépassement des doses tolérables. Il faut noter que, parmi les diverses substances pour lesquelles ont été calculés les niveaux d'exposition, **ce sont les polluants historiques comme les PCB et le mercure qui poseraient question.** Les autres éléments étudiés présentent des situations différentes et globalement plus rassurantes : les éléments traces autres que le mercure, que ce soient les métaux toxiques, cadmium et plomb ou les autres éléments (Ag, Cu, Ni et Zn) sont présents essentiellement dans les mollusques filtreurs mais ne sont pas accumulés dans la chair de poisson si bien que les niveaux d'exposition restent dans la majorité des cas bien en dessous des doses tolérables. **Parmi les contaminants émergents, comme les PBDE, les mesures ne mettent pas en évidence une surexposition** par la

consommation de moules ou de poisson du secteur de la Seine. **Pour plusieurs groupes de substances les données sont encore trop limitées pour permettre une évaluation de l'exposition** et de plus dans bien des cas les doses tolérables n'ont pas été agréées internationalement, et cela justement en raison du manque de données à la fois sur leur distribution dans l'environnement et sur leurs caractéristiques toxicologiques.

Au niveau des espèces, la consommation de mollusques, espèces-sentinelles de la contamination de l'environnement marin, **peut contribuer de façon importante à l'exposition aux éléments traces**. L'exemple du cadmium dans les bulots démontre l'intérêt pratique d'étudier les facteurs biologiques agissant sur la contamination de l'espèce : en l'occurrence l'effet de la croissance sur la contamination de ces gastéropodes par le cadmium a conduit à recommander d'éviter la consommation d'individus de grande taille plus contaminés. **Dans le cas de la chair de poisson, les niveaux en contaminants organiques persistants bioaccumulables peuvent être très élevés et varient dans de larges domaines**, en relation avec les nombreuses interactions de facteurs biologiques et écologiques agissant sur les mécanismes conduisant à la bioaccumulation. Le cas des PCB en est un exemple préoccupant, c'est aussi le cas, mais avec moins d'acuité, celui des dioxines et des PBDE.

Pour les divers substances chimiques et les différentes espèces suivies en estuaire et en Baie de Seine il est noté un gradient de contamination décroissant bien évidemment depuis l'estuaire vers la baie de Seine puis le large. **Compte tenu de la diversité des espèces et des contaminants mesurés, et de la variabilité géographique, biologique et environnementale des teneurs dans la chair de poisson il est nécessaire de garder une certaine prudence sur ces données. Des études appropriées et une optimisation des prélèvements (nombre minimal d'échantillons, choix d'espèce, sélection de la période de prélèvement, de la classe d'âge, du sexe sont recommandées pour les futurs travaux, surtout s'ils ont pour objet final le soutien à la réglementation.**

Quand on évoque la baie de Seine, il est fait grand cas de la contamination par les PCB ; cette contamination chronique, identifiée depuis près de trente ans est selon les observations de la surveillance ROCCh est progressivement et très lentement en voie d'amélioration. Nous ne disposons pas d'un tel recul pour bien des autres substances et ce constat encourageant devrait être recherché pour elles dans le cadre de programmes de surveillance appropriés. **En résumé, une meilleure prévention des**

risques d'une sur-exposition à la contamination chimique passe par diverses mesures de gestion de l'environnement, mesures qui s'appuieraient sur une connaissance réactualisée de la contamination du milieu marin. Dans ce but une optimisation des programmes de contrôle de la qualité et de sécurité des produits de la mer et des programmes de suivis environnementaux est souhaitable ; cela pourrait conduire à une mutualisation de l'effort entre ces deux activités (campagnes de prélèvements communes, partage d'échantillons et d'analyses, mis en commun des résultats) tout en prenant en compte les objectifs et les contraintes liés à chacune de ces activités complémentaires.

3. METHODOLOGIE D'ESTIMATION DU RISQUE POUR L'ECOSYSTEME ESTUARIEN

3.1 Les Directives Européennes et l'estimation du risque pour les écosystèmes

L'essentiel des Directives européennes réglementant la production et l'utilisation des substances ainsi que le contrôle et la qualité des milieux naturels chimique (Règlement REACH, Directive Cadre sur l'Eau) est fondé sur la notion d'estimation du risque environnemental chimique qui permet de fixer des seuils normatifs pour la protection de l'environnement et de la santé humaine. L'outil méthodologique de référence qui permet l'analyse du risque environnemental est le « Technical Guidance Document » (TGD) (E.C., 2003) commun à tous les partenaires européens. La publication du TGD européen a suscité une demande des gestionnaires pour une estimation du risque chimique notamment sur des zones de contamination avérée. Or, la méthodologie décrite dans le TGD a initialement été conçue pour évaluer le risque chimique des substances avant leur mise sur le marché et leur introduction dans l'environnement. On parle d'approche prospective. Dans le TGD, l'évaluation des effets potentiels d'une substance résulte de tests de laboratoire, dans des conditions standardisés et sur des espèces différentes des espèces rencontrés dans les milieux naturels. A la fois parce qu'elle est une procédure simplifiée et parce qu'elle n'a pas été développée dans un objectif de surveillance *in situ*, la pertinence du TGD est très critiquée lorsqu'elle est appliquée pour évaluer le risque chimique dans un milieu contaminé particulier et des amendements semblent nécessaires ainsi que des approches originales de cette question du risque chimique environnemental. On parle alors d'approche rétrospective. Pour optimiser une méthodologie du risque dérivée des concepts du TGD et en faire un outil d'observation objective *in situ*, un certain nombre de priorités doit être dégagé pour réduire cette question du risque, de l'ensemble

écologique (toutes les espèces) à une chaîne trophique sur des espèces d'intérêt particulier à l'échelle locale ou régionale. Une des solutions destinées à simplifier l'approche du risque consiste à réduire et mieux structurer son champ d'application, en d'autres termes il faut passer d'un écosystème générique virtuel intégrant toutes les espèces, ce que porte le TGD, à un espace géographique réel qui héberge des espèces clés en termes écologiques, sanitaires, économiques et sociaux.

3.2 Le TGD, outil méthodologique de l'estimation du risque environnemental

L'analyse du risque environnemental comprends trois étapes :

- l'évaluation de l'exposition, traduite par la concentration, mesurée ou calculée, du contaminant dans les matrices environnementales (l'exposition est exprimée par la PEC : Predicted Environmental Concentration)
- l'évaluation des effets, le critère retenu est la concentration la plus forte du contaminant qui n'entraîne pas d'effets sur l'écosystème, (les effets sont qualifiés par la PNEC : Predicted No Effects Concentration)
- le risque est exprimé par le ratio PEC/PNEC, si ce rapport est >1 , cela signifie que les concentrations environnementales sont supérieures aux concentrations sans effets et que le risque pour l'écosystème est avéré. Si ce rapport est inférieur à 1, le risque causé par la substance est considéré comme acceptable.

Le détail de la méthodologie de calcul des PNEC selon le TGD (décrit dans le § ci-dessous) est important, il conditionne et argumente le choix de calcul de PNEC locales pour une approche rétrospective du risque.

L'évaluation des effets

La PNEC est déterminée à partir de la relation dose/effet (données issues de la bibliographie scientifique). Elle est extrapolée de résultats de tests aigus et/ou chroniques de létalité, croissance ou reproduction d'espèces sur 3 niveaux trophiques différents (algue, crustacé, poisson) simulant une chaîne trophique simple.

Le TGD propose deux voies de calcul de la PNEC en fonction du nombre de données disponibles :

- *Méthode déterministe*

Cette méthode repose sur deux postulats :

- la sensibilité d'un écosystème est fonction de l'espèce la plus sensible,
- protéger la structure de l'écosystème (abondance et diversité des espèces) protège aussi son fonctionnement (productivité).

Le « jeu de données de base » pour l'évaluation des effets est construit sur des espèces représentant au minimum trois niveaux trophiques: une algue, un crustacé (généralement la daphnie) et un poisson. Les résultats d'essais sur l'espèce la plus sensible permettent de dériver une PNEC pour la substance testée. Un facteur d'extrapolation est appliqué sur les données de toxicité de cette espèce selon les conditions exposées dans le tableau 29. Cette correction est censée intégrer certaines variabilités biologiques et changements d'échelle:

- les variations intra-spécifiques liées à l'état physiologique des individus d'une même espèce
- les variations inter-spécifiques résultant des différences de sensibilité entre les différentes espèces de l'écosystème vis-à-vis d'une même substance ;
- l'extrapolation de la toxicité à court-terme vers le long-terme,.
- l'extrapolation des données de laboratoire vers le milieu naturel,
- les variations entre les différents laboratoires et expérimentateurs réalisant les essais.

Tableau 29. Facteurs d'extrapolation appliqués aux données d'écotoxicité pour la dérivation de PNEC dans les eaux douces

Informations disponibles	Facteur d'extrapolation (appliqué à la plus faible valeur disponible)
Au moins une LC50 d'un essai court terme pour chacun des 3 niveaux trophiques standards (poisson, invertébré et algue)	1000 ^a
Une NOEC d'un essai long terme (poisson ou invertébré)	100 ^b
Deux NOEC d'essais long terme pour deux niveaux trophiques (poisson et/ou invertébré et/ou algue)	50 ^c
Trois NOEC d'essais long terme pour 3 niveaux trophiques (poisson, invertébré et algue)	10 ^d
Données de terrain ou mésocosmes	Évalué au cas par cas ^e

(a) L'utilisation d'un facteur d'extrapolation de 1000 permet de protéger l'écosystème de l'ensemble des variations et incertitudes répertoriées ci-dessus

- (b) *Un facteur 100 s'applique à la NOEC générée par un essai long terme (invertébré ou poisson) si celle-ci couvre le niveau trophique ayant la plus basse LC50 dans les essais court terme. Dans le cas contraire, la protectrice du niveau trophique plus sensible dans les tests aigus. Pour déterminer la PNEC on applique alors un facteur de 1000 à la LC50 (ou EC50) la plus faible sauf si cette PNEC est plus élevée que celle calculée à partir de la seule NOEC.*
- (c) *Un facteur de 50 s'applique à la plus basse des deux NOEC représentant 2 niveaux trophiques lorsque celle-ci couvre le niveau trophique ayant la plus basse L(E)C50 dans les essais court terme. Dans le cas contraire, la PNEC est calculée à partir de la NOEC la plus faible en utilisant un facteur de 100, sauf si cette NOEC est plus élevée que la plus faible des L(E)C50. Dans ce dernier cas, on applique un facteur 100 sur la plus faible des L(E)50.*
- (d) *Un facteur de 10 s'applique à la plus basse des trois NOEC représentant 3 niveaux trophiques si celle-ci couvre le niveau trophique le plus sensible dans les tests aigus. Dans le cas contraire, la PNEC est calculée en appliquant un facteur 50 à la plus faible NOEC, sauf si cette NOEC est plus élevée que la plus faible L(E)50. Dans ce dernier cas, on applique un facteur de 100 sur la plus faible des L(E)50.*
- (e) *A la suite d'études en mésocosmes ou de terrain, un facteur d'extrapolation inférieur à 10 peut être appliqué au cas par cas selon un jugement d'expert en fonction de la pertinence des données recueillies. NOEC ne peut être considérée comme*

Le facteur d'extrapolation appliqué à la valeur la plus faible est inversement proportionnel au nombre de données recueillies.

La révision du TGD en 2003 a consacré un chapitre au milieu marin dans lequel des facteurs d'extrapolation spécifique à ce milieu sont recommandés (tableau 30). Il est convenu d'agir avec une plus grande précaution pour le milieu marin en appliquant un facteur de sécurité supplémentaire de 10 par rapport au milieu d'eau douce. Ceci pour deux raisons majeures :

- la caractérisation du risque pour l'environnement marin nécessitant d'avoir des données d'écotoxicologie sur des espèces vivant en eaux salées et de préférence des données chroniques, est rendue plus difficile par le déficit de données concernant ce milieu.
- Il est admis que les eaux marines présentent une diversité biologique (particulièrement en invertébrés) plus importante que celle des eaux continentales. 16 taxons ne sont présents qu'en milieu marin.

Tableau 30. Facteurs d'extrapolation appliqués aux données d'écotoxicité pour la dérivation de PNEC dans les eaux marines et de transition

Informations disponibles	Facteurs d'extrapolation
1 LC50 d'un essai court terme sur des espèces d'eau douce ou marines pour chacun des 3 niveaux trophiques standard	10000
1 LC50 d'un essai court terme sur des espèces d'eau douce ou marines pour chacun des 3 niveaux trophiques standard + 2 données supplémentaires sur des groupes taxonomiques marins (échinodermes ou mollusques)	1000
1 NOEC sur la reproduction d'un crustacé d'eau douce ou marin ou sur la croissance d'un poisson	1000
2 NOECs sur des espèces d'eau douce ou marine représentant au moins 2 niveaux trophiques différents (algues et/ou crustacés et/ou poissons)	500
3 NOEC sur des espèces d'eau douce ou marine représentant au moins 3 niveaux trophiques différents	100
2 NOEC sur des espèces d'eau douce ou marine représentant au moins 2 niveaux trophiques + 1 NOEC chronique supplémentaire pour un groupe taxonomique marin (échinodermes ou mollusques)	50
3 NOEC sur des espèces d'eau douce ou marine représentant au moins 3 niveaux trophiques différents + 2 NOEC sur des taxons marins (échinodermes ou mollusques)	10

- *Méthode statistique*

Il arrive que pour une substance bien renseignée, le jeu de données est suffisant, dans ce cas l'évaluation des effets peut être réalisée par la méthode d'extrapolation statistique (méthode SSD : Species Sensitivity Distribution)

Les principales hypothèses sous-jacentes à cette méthode sont les suivantes :

- Les NOEC observées sur différentes espèces suivent une fonction de distribution théorique connue.

- Le groupe d'espèces testées en laboratoire est un échantillon aléatoire de cette distribution.

Différentes fonctions de distribution peuvent être employées, par exemple la distribution log-logistique (Aldenberg et Slob, 1993) ou la distribution log-normale (Aldenberg et Jaworska, 2000). L'utilisation de cette méthode statistique nécessite de disposer d'au moins 10 NOEC (et de préférence 15) pour des espèces différentes appartenant à au moins 8 groupes taxonomiques distincts. Les NOECs utilisées doivent correspondre à des effets à long terme, de préférence sur la durée de vie totale de l'espèce.

La PNEC est calculée sur la base du 5^{ème} percentile de la distribution SSD. Ce 5^{ème} percentile, également noté HC5 (hazardous concentration 5%), représente la concentration toxique de la substance pour 5% des espèces, autrement dit, qui protège 95% des espèces.

La PNEC est déterminée en appliquant à la valeur HC5 un facteur d'extrapolation choisi entre 1 et 5 selon un jugement expert défini au cas par cas, prenant en compte les critères suivant :

- La qualité globale du jeu de données et des critères d'effets retenus pour le calcul;
- La représentativité des groupes taxonomiques et des stades de développement testés ;
- Les connaissances sur le mode d'action de la substance ;
- Les comparaisons avec des études en mésocosmes ou sur le terrain afin d'évaluer l'extrapolation des résultats entre le laboratoire et le terrain ;
- Les incertitudes dans l'estimation du 5^{ème} percentile (conformité entre la distribution observée et théorique, taille de l'intervalle de confiance)

La pertinence de la valeur de la PNEC est directement liée au facteur d'extrapolation utilisé lors du calcul, moins une substance est renseignée sur le plan écotoxique et plus le risque estimé à partir de la PNEC calculée est surestimé pour cette substance. L'un des objectifs de RiskenSeine est de réduire ce facteur d'extrapolation en calculant une nouvelle PNEC à partir d'espèces indigènes à l'estuaire.

3.3 Le risque environnemental d'origine chimique en estuaire de Seine

3.3.1 L'estuaire de la Seine

La Seine draine un bassin versant de 79 000 km², où se concentrent 16 millions d'habitants, 50 % du trafic fluvial français, 40 % de l'activité économique et 30 % de l'activité agricole nationale.

L'estuaire de Seine est situé à l'exutoire de ce bassin versant et correspond aux 160 derniers kilomètres du fleuve. Il est défini par la zone d'influence de la marée dynamique qui se fait sentir jusqu'au barrage de Poses au point kilométrique (pk) 202, la limite de salinité se situe en aval à Vieux-Port. L'estuaire peut être découpé en trois zones ayant des caractéristiques physico-chimiques et une composition en espèces différentes :

- l'estuaire amont, entre Poses et Vieux-Port, dans lequel les eaux sont douces (zone oligohaline) ;
- l'estuaire moyen, entre Vieux-Port et Honfleur, qui correspond à la zone du gradient de salinité (mélange des eaux douces et marines) (zone mésohaline) ;
- l'estuaire aval ou marin, de Honfleur à la partie orientale de la baie de Seine, dans lequel les eaux restent salées (zone polyhaline).

De fortes pressions anthropiques pèsent sur cet estuaire : outre la métropole parisienne (10 millions d'habitants) qui contribue fortement aux apports amont de contaminants, l'estuaire de Seine présente deux agglomérations majeures riveraines – Rouen (400 000 habitants) et Le Havre (250 000 habitants) –, deux ports maritimes d'importance internationale : les ports autonomes de Rouen et du Havre et quatre zones industrielles principales (Elbeuf, Rouen, Port-Jérôme près de Notre-Dame de Gravenchon, et Le Havre).

3.3.2 Le projet RiskenSeine

Riskenseine est un des projets du programme Seine Aval dont l'objectif est de tester le TGD dans une analyse du risque environnemental lié à la pollution chimique de l'estuaire de la Seine et de proposer des approches originales destinées à palier les faiblesses du TGD. Dans sa première phase (2006 – 2008), le projet RiskenSeine a montré les limites du TGD dans une approche d'estimation du risque sur des zones naturelles (Guerit et al., 2007) à propos de deux herbicides largement utilisés sur le bassin amont (figure 1). L'analyse a révélé un risque induit par l'atrazine sur les parties estuaire amont et estuaire moyen pendant les périodes printanières de 1993 et 1996 et un risque induit par le diuron

sur ces mêmes zones durant les périodes printanières, estivales et automnales de 1993 à 2005.

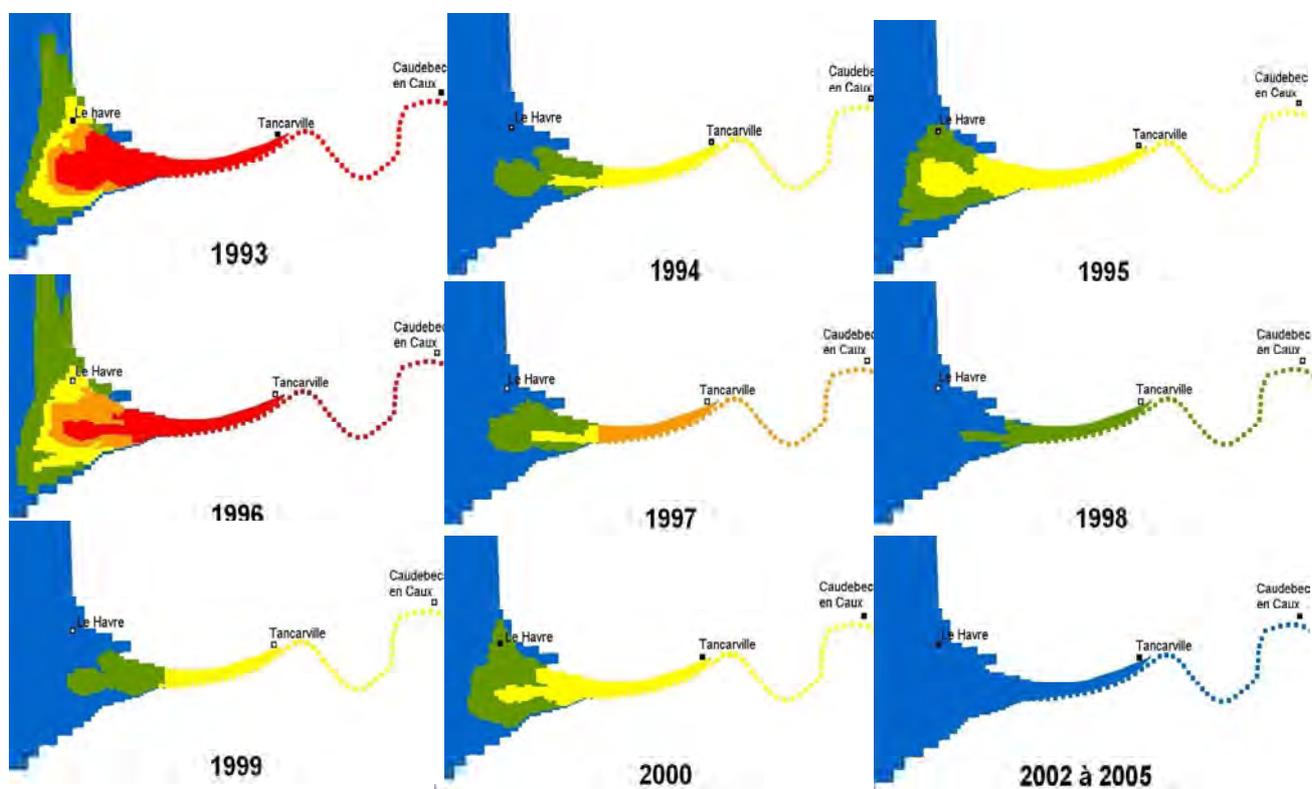


Figure 19: Analyse du risque environnemental lié à la présence de l'herbicide atrazine en estuaire de Seine sur la période 1993-2005 (d'après Guérit et Bocquené, 2008)

Afin de juger de la pertinence de l'analyse de risque in situ, le risque, tel qu'il a été calculé, a été confronté à des données écologiques visant à confirmer ou infirmer l'hypothèse du risque. Dans la première phase du projet RiskenSeine, des traitements statistiques complexes des données existantes de suivis des populations phytoplanctoniques à l'échelle locale ont été entrepris mais les données n'ont pas permis d'observer une influence des concentrations de diuron et d'atrazine sur la chlorophylle a. L'étude montre que les PNEC calculées pour le diuron et l'atrazine ne semblaient pas constituer les valeurs seuils au dessus desquelles un effet sur le phytoplancton est attendu. Le traitement des données n'a pas permis pas de montrer un effet inhibiteur sur le phytoplancton, y compris lorsque les concentrations en herbicide sont supérieures à la PNEC.

Dans la situation de mise en évidence d'un risque potentiel pour l'environnement ($PEC/PNEC > 1$), la procédure du TGD recommande un certain nombre d'étapes itératives pour confirmer le risque avant toute mesure de réduction du risque. Ainsi, le rapport PEC/PNEC doit être affiné. Dans une étude *in situ*, les PEC proviennent essentiellement de concentrations mesurées directement dans le milieu ou calculées à l'aide d'un modèle de dispersion adapté et alimenté par des données mesurées. Dans ces conditions, les possibilités d'affinement des PEC sont réduites et la valeur déterminante la plus améliorable (optimisable) dans le calcul du risque est la valeur de la PNEC. L'élaboration de la PNEC découle de tests d'écotoxicité pratiqués sur des espèces de laboratoire, nous avons testé l'hypothèse que la PNEC serait plus pertinente si elle était établie à partir de données de toxicité obtenues sur des organismes endémiques à la zone .

Dans la démarche prospective du TGD, le calcul de la PNEC résulte de données écotoxicologiques parfois divisées par des facteurs de précaution de 10 à 10000 compte-tenu de la faiblesse ou de l'absence de données d'écotoxicité disponibles ou validées. Un facteur de sécurité faible qui rend la PNEC réaliste ne peut être utilisé que lorsqu'on dispose d'un jeu de données important et validé. Quand la toxicité de certains contaminants est mal renseignée, l'application de ces facteurs de précaution peut aboutir à l'estimation d'une PNEC qui peut se révéler aberrante au regard de la réalité. L'acquisition et l'utilisation de données toxicologiques issues d'organismes spécifiques à la zone d'étude pourrait s'affranchir des facteurs de sécurité élevés et ainsi mieux appréhender la sensibilité du milieu. Dans cet objectif nous avons déterminé une $PNEC_{locale}$ pour chacun des trois écosystèmes estuariens à partir d'espèces indigènes afin de recalculer des $PNEC_{locale}$.

3.3.3. Détermination de PNEC locales pour l'atrazine

En conservant les concepts du TGD, les espèces ont été sélectionnées pour constituer une chaîne trophique simplifiée formée d'une espèce phytoplanctonique, d'un crustacé et d'un poisson.

Il a été choisi de respecter la division de l'estuaire en trois zones, correspondantes aux trois zones de salinité, et de calculer une PNEC dite « locale » pour chacun de ces trois tronçons.

Après la sélection des espèces pour chaque tronçon, les données d'écotoxicités liées à l'atrazine pour ces espèces ont été collectées dans la littérature scientifique. Ces données

servent de base pour le calcul de $PNEC_{locale}$ selon les méthodes du TGD (méthode des facteurs d'extrapolation et statistique)

3.3.3.1 *Choix du contaminant*

Les travaux engagés par Ombeline Bourretz (travaux non publiés) sur la constitution d'une base de données recueillant les seuils d'écotoxicité de la plupart des substances prioritaires de la DCE à partir des documents bibliographiques disponibles sur certaines espèces du système estuarien de la Seine ont été repris par Anne Isabelle Boulon (2008) lors de l'exercice de sélection des espèces. Les recherches bibliographiques sur les données de toxicité vis-à-vis des espèces du système estuarien ont concerné les contaminants suivants : atrazine, diuron, cadmium, HAP et PCB. Ces travaux ont abouti à la conclusion que seules les données concernant le cadmium et l'atrazine semblaient suffisantes pour s'engager dans une détermination de $PNEC_{locale}$ pour les trois parties de l'estuaire. Les autres substances DCE ne disposaient pas d'information suffisante permettant le calcul d'une $PNEC_{locale}$. Le cadmium a été écarté de l'exercice en raison de son comportement biogéochimique très particulier en fonction du gradient de salinité et notamment de son changement de phase particulaire/dissous à l'interface eau douce/ eau de mer. Parmi les données d'écotoxicité disponibles dans la littérature cet aspect de partition de phase qui détermine la biodisponibilité du Cd était rarement pris en compte et ces données n'ont pu être validées. L'exercice de calcul de $PNEC_{locale}$ n'a donc été conduit que sur l'atrazine considérée comme ayant un comportement conservateur le long du gradient de salinité.

3.3.3.2. *Sélection d'espèces indigènes du système estuarien*

Le choix des espèces a reposé sur l'application de plusieurs critères de sélection. Le premier critère considéré est le critère écologique: l'importance écologique de l'espèce et le rôle qu'elle joue dans le fonctionnement de l'écosystème sont des éléments fondamentaux à prendre en considération. Le critère technique de la disponibilité des données d'écotoxicité déterminant dans l'analyse du risque est aussi intervenu dans le choix. L'utilisation d'espèces locales disposant d'informations d'écotoxicité disponibles devrait permettre de réduire le recours à des facteurs d'extrapolation trop élevés et donc à la surestimation du risque. Enfin les aspects socio-économiques ont aussi été pris en considération en intégrant l'intérêt halieutique de certaines espèces.

Critère d'intérêt écologique

Dans l'objectif d'une évaluation du risque chimique plus pertinente, la sélection des espèces s'est faite parmi les espèces les plus abondantes de l'estuaire de la Seine pour pouvoir être considérées comme représentatives du milieu.

Le premier critère considéré est le critère écologique. L'importance écologique de l'espèce et le rôle qu'elle joue dans le fonctionnement de l'écosystème sont des éléments fondamentaux à prendre en considération. En effet il est d'autant plus pertinent de sélectionner une espèce que celle-ci joue un rôle clé dans le réseau trophique, via son abondance ou sa dominance du niveau trophique, et qu'elle participe donc au transfert de biomasse. C'est pourquoi la composition spécifique ainsi que des données d'abondance et de fréquence ont été recherchées dans la littérature pour chacun des tronçons de l'estuaire et pour chaque niveau trophique.

Critère de disponibilité des données d'écotoxicité

Vient ensuite un critère technique, déterminant dans l'analyse de risque. Il concerne la nécessité de disposer de données d'écotoxicité sur les espèces sélectionnées. Etant donné qu'il existe relativement peu d'informations sur les effets des substances chimiques sur les organismes estuariens et marins, le choix s'est porté sur des espèces pour lesquelles les effets de substances sont connus et les données sont disponibles et validées soit dans les articles scientifiques soit dans les bases de données d'écotoxicité. L'analyse de risques est plus pertinente puisqu'il n'est pas nécessaire d'utiliser des données d'eau douce pour des organismes marins ou estuariens.

La base de données AQUIRE (AQUatic toxicity Information REtrieval) développée par l'Agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA) recense les données, extraites de la littérature, sur les effets toxiques des substances chimiques sur les organismes. Il s'agit d'une compilation de résultats d'essais écotoxicologiques de laboratoire, sans validation particulière. Les informations contenues dans cette base doivent par conséquent être validées avant leur utilisation pour évaluer le risque représenté par une substance. Cette base de données est accessible à l'adresse suivante : <http://www.epa.gov/ecotox/>. Cett outil a été utilisé afin d'estimer la quantité d'informations existantes et disponibles sur les espèces pour les grandes classes de molécules. Il permet également d'obtenir les références bibliographiques des articles scientifiques.

La base de données ASFA (Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts) a également été utilisée pour compléter la recherche de références. Il s'agit d'une base importante de données scientifiques à caractère général. Elle couvre les domaines des sciences, de la technologie, de la gestion et de l'économie, du droit et de la politique, de l'aménagement des milieux marins et d'eau douce depuis 1978. Dans le cadre de travaux antérieurs sur le risque chimique en Seine, Olivier Arnal (2001) et Amandine Miniaña (2002) ont effectué un travail de synthèse des connaissances sur quelques espèces étudiées dans ce rapport en utilisant cette base de données. Le travail de mise à jour du nombre de références identifiées dans ASFA pour différentes variables a été réalisé sans, toutefois, vérifier la pertinence des publications et extraire les informations utiles pour l'analyse de risques (le travail de validation mériterait également une mise à jour).

Critère de contribution à l'exposition humaine

La contribution de l'espèce à l'exposition de l'homme aux contaminants à travers la consommation de poissons, crustacés ou coquillages est aussi un critère de sélection. Cette information permet de rendre compte de l'importance du rôle joué par l'espèce dans le transfert des contaminants vers l'homme. L'espèce est d'autant plus intéressante si elle participe de manière caractérisée à ce transfert.

Pour les poissons et la crevette grise, l'étude CALIPSO (Etude des Consommations Alimentaires de produits de la mer et Imprégnation aux éléments traces, PolluantS et Oméga 3) fournit des informations sur les contributions des espèces à l'exposition de la population locale du Havre. Cette étude a été réalisée à l'initiative de la Direction générale de l'alimentation du Ministère de l'agriculture et de la pêche, de l'INRA et de l'AFSSA (Agence française de sécurité sanitaire des aliments) en 2006. Son objectif est d'évaluer les apports en oméga 3 et en contaminants chimiques *via* la consommation des produits de la mer chez les personnes fortement consommatrices.

Il est également intéressant de connaître la teneur en lipides de l'espèce considérée, qui renseigne sur la tendance de l'organisme à bioaccumuler les contaminants hydrophobes. Les risques sont augmentés pour les espèces riches en graisse.

Critères halieutiques et économiques

Dans une démarche de gestion intégrée, l'aspect économique a été pris en considération. L'espèce sera d'autant plus intéressante qu'elle présente un intérêt halieutique car une contamination chimique peut avoir des répercussions directes sur l'économie de la région à travers les restrictions ou interdictions de pêche et de commercialisation.

L'estuaire de la Seine et ses abords jouent le rôle de nourricerie pour de nombreuses espèces d'importance commerciale. Ces espèces sont représentées presque exclusivement par des juvéniles de l'année et de l'année précédente, et sont accompagnées d'espèces jouant un rôle important dans l'équilibre des peuplements estuariens. Ces nourriceries alimentent des stocks halieutiques extérieurs à l'estuaire qui s'étendent sur des aires géographiques variables suivant l'espèce. Certains stocks sont locaux et n'intéressent que la baie de Seine (crevette grise, flet, gobie, tacaud), d'autres intéressent la Manche Est (sole) et le sud de la mer du Nord (merlan, hareng, plie, lieu) (Bessineton, *et al.*, 1995).

Le choix s'orientera vers les espèces pêchées dans les zones de pêche de la baie et de l'estuaire de Seine dont dépendent les ports voisins (Ouistreham, Trouville-Dive, Honfleur, Le Havre-Antifer) qui comptaient 123 bateaux de pêches en 2007 . Ces données sur les tonnages prélevés en estuaire et en baie de Seine sont issues du Suivi de l'Activité de Pêche sur la zone Antifer-Courseulles (Données SAPAC) récoltées par la Cellule de Suivi du Littoral Normand. Elles correspondent aux moyennes annuelles entre 2005 et 2007.

Critère patrimonial et social

Enfin, certaines espèces peuvent présenter un intérêt patrimonial, c'est à dire qu'elles jouent ou ont joué un rôle particulier dans la vie locale tel, qu'elles sont ancrées dans la culture, l'histoire ou dans le patrimoine local. L'éperlan, par exemple présente un intérêt patrimonial, trois éperlans figuraient sur les armes de la ville de Caudebec-en-caux traduisant l'importance de cette espèce pour la ville mais le saumon et l'anguille ont aussi été longtemps caractéristiques de la vie estuarienne. La crevette grise fait encore l'objet de fêtes locales.

Sélection des espèces

Les mollusques n'ont pas été pris en considération dans les recherches malgré la forte capacité pour certains d'entre eux à accumuler les contaminants, comme la coquille Saint-Jacques, le bulot ou la moule, et l'importance du rôle qu'ils jouent dans l'économie locale. La coquille Saint-Jacques, le bulot et la moule sont présents en Baie de Seine et ne dépendent pas de l'estuaire de la Seine pour leur développement. Les mollusques sont généralement moins sensibles que les crustacés à la présence de contaminants. De plus, la méthodologie décrite par le TGD préconise l'utilisation d'au moins une espèce de phytoplancton, d'un crustacé et d'un poisson. Le mollusque est une donnée supplémentaire valide mais ne se substitue pas au crustacé dans l'analyse du risque

chimique. Enfin, les seuls prédateurs de la coquille Saint-Jacques sont les étoiles de mer. Elle ne participe donc pas au transfert des contaminants vers les poissons.

3.3.3.2.1 *Sélection des espèces de phytoplancton*

Le phytoplancton n'a pas de valeur halieutique, économique ou commerciale, il présente en revanche un grand intérêt écologique. En effet, son rôle de producteur primaire le place à la base des réseaux trophiques car il sert de nourriture fourrage à de nombreux organismes animaux. Il joue ainsi un rôle majeur dans la chaîne trophique et le maintien de l'équilibre de la biodiversité et des écosystèmes.

L'existence du gradient de salinité croissant de l'amont vers l'aval de l'estuaire et les fluctuations en surface et en profondeur dues aux marées ainsi qu'aux variations du débit fluvial, se répercutent sur la composition du phytoplancton. Les espèces marines sténohalines transportées en amont dans des eaux de plus en plus dessalées peuvent mourir de même que les espèces d'eau douce transportées en aval. Seules se développent dans la zone estuarienne les espèces euryhalines (Vu Do et Houssemaine, 1979).

A cela doivent être ajoutées les variations saisonnières responsables de la succession des espèces dominantes. Une espèce peut être dominante à un moment donné puis voir son abondance décroître très rapidement et laisser la place à une autre espèce. Il n'y a pas d'espèce de phytoplancton qui domine toute l'année le niveau trophique primaire.

Le niveau de connaissance sur le phytoplancton de cette zone est relativement faible en terme de composition spécifique et de caractéristiques démographiques (abondance et biomasse) (Costil, *et al.*, 2002). De plus les données récoltées sont parcellaires et ne correspondent pas au découpage de l'estuaire utilisé dans l'étude. C'est pourquoi il n'était pas simple de traiter le phytoplancton par tronçon tel que les décrit Guezennec (1999) ni par espèce comme cela a été fait pour les niveaux trophiques « crustacé » et « poisson ».

En zones fluviales et oligohalines

Il n'existe pas d'étude sur la composition spécifique du phytoplancton dans la zone oligohaline de l'estuaire de Seine. Cependant, l'Agence de l'Eau lance en été 2008, une analyse des peuplements phytoplanctoniques de l'estuaire et de la basse Seine dont les premiers résultats seront disponibles fin 2008-début 2009.

Néanmoins, on dispose de données pour le fleuve, en amont de Poses, au niveau de Porcheville. Bien que ce site sorte de la zone stricte d'étude, l'étude de Garnier *et al.* (1995) sert de référence.

Les diatomées centrales (*Stephanodiscus hantzschii* et, secondairement, *Stephanodiscus tenuis*, *Aulacoseira ambigua*, *Aulacoseira granulata*) dominent invariablement le bloom de printemps mais sont occasionnellement accompagnées par une forte biomasse de diatomées pennales (*Fragilaria ulna*, *Diatoma tenue*). Les chlorophycées sont représentées par plusieurs espèces du genre *Scenedesmus* (*S. acuminatus*, *S. bicaudatus*, *S. intermedius*, *S. opoliensis*, *S. quadricauda*) et beaucoup d'autres (*Pediastrum boryanum*, *Monoraphidium contortum*, *Coelastum microporum*, *Dictyosphaerium pulchellum*, etc.). La diatomée centrique *A. ambigua* semble également être une constante dans les populations de diatomées (Garnier, *et al.*, 1995).

L'espèce la mieux renseignée parmi celles citées précédemment au niveau écotoxicologique est incontestablement *Scenedesmus quadricauda*. Dans la base de données AQUIRE, des centaines de données sur les effets toxiques sont recensées pour cette espèce. Parmi ces données, il y a 18 références de publications concernant les effets de l'atrazine, 4 concernant les effets du diuron, 3 sur les effets du cadmium, 1 concernant les effets du Benzo[a]pyrène et 1 sur les effets des PCB.

La base de données ASFA fournit moins de références que celle de l'US-EPA pour l'espèce *Scenedesmus quadricauda*. Néanmoins, les références disponibles semblent couvrir les 4 grandes familles de molécules également.

En zones oligohaline et mésohaline

Les diatomées des genres *Melosira* et *Cyclotella* sont prédominantes (en 1979) entre Tancarville (pk 340) et Berville (pk 288) en hiver, l'abondance diminue au printemps et réaugmente en été (Vu Do et Houssemaine, 1979). Cette zone de l'estuaire comprend l'aval de la partie oligohaline et l'amont de la partie mésohaline. Les espèces présentes sont les suivantes : *Melosira italica*, *Melosira granulata*, *Melosira sulcata*, *Melosira varians* et *Cyclotella meneghiniana*. Ce sont des espèces euryhalines d'eau douce (elles supportent de grandes variations de salinité dans le milieu).

Ces espèces sont peu renseignées. La base de données AQUIRE recense quelques références de publications sur les effets toxiques de l'atrazine sur les espèces *Melosira granulata* et *Cyclotella meneghiniana* et une référence abordant les effets du chlorure de cadmium sur *M. granulata*. La base de données ASFA fournit également très peu de

références pour ces 2 espèces (4 références pour « *Cyclotella meneghiniana* » / « cadmium » et 1 référence pour « *Melosira granulata* » / « cadmium »).

En zone polyhaline

A l'embouchure de l'estuaire la concentration en cellules phytoplanctoniques se situe entre 10^5 et 3.10^5 . L'essentiel de la biomasse est formée par les diatomées centriques et notamment par *Skeletonema costatum* et *Paralia sulcata* (Vu Do et Houssemaine, 1979).

Les eaux du panache de la Seine (eaux dessalées) sont dominées par les diatomées de petite taille telle que Chaetoceros socialis, Asterionella glacialis et Skeletonema costatum. Skeletonema costatum était l'espèce dominante en 1994 (Videau, et al., 1998).

Skeletonema costatum est une espèce estuarienne, elle a une large tolérance haline et se développe en culture avec un taux de croissance identique dans une gamme de salinité de 10 à 40 (Paasche, 1975).

La base de données AQUIRE regroupe plusieurs centaines de données rapportant les tests d'écotoxicité effectués sur l'espèce *Skeletonema costatum*. Les quatre grands types de contaminants ont fait l'objet de ces tests. Les effets de l'atrazine sur *Skeletonema costatum* sont traités dans 4 publications, ceux du diuron, du fluoranthène (HAP) et des PCB (4,4'-Dichlorobiphenyl) dans 1 publication chacun et 3 publications traitent les effet du cadmium.

La recherche dans la base de données ASFA fournit aussi des références pour les quatre grands types de molécules : 2 pour l'atrazine, 18 pour le cadmium, 5 pour les PCB et 2 pour les HAP.

Synthèse des résultats concernant le phytoplanton

L'espèce *Skeletonema costatum* semble pouvoir être choisie pour représenter le premier maillon du réseau trophique dans la zone polyhaline. En revanche, la sélection est plus délicate pour les deux autres tronçons.

En effet, l'espèce *Scenedesmus quadricauda* répond au critère technique de disponibilité de données mais cette espèce d'eau douce est présente en amont du barrage de Poses et il n'y a aucune certitude quant à sa présence dans la zone oligohaline où la salinité même faible est tout de même comprise entre 0,5 et 5 ppt.

Les espèces *Cyclotella meneghiniana* et *Melosira granulata* sont des espèces présentes, dans l'estuaire de la Seine, au moins dans la partie avale de la zone oligohaline et dans la

partie amont de la zone mésohaline. Elles sont tolérantes aux variations de salinité. Mais les données d'écotoxicité sur les effets des contaminants sur ces deux espèces sont peu nombreuses.

3.3.3.2.2 Sélection des espèces de crustacé

La communauté zooplanctonique est relativement riche en espèces dans la partie aval de l'estuaire avec la présence de nombreuses espèces marines qui pénètrent peu dans l'estuaire de la Seine (uniquement dans la partie aval de l'estuaire : zones polyhaline et mésohaline). Les intrusions de ces espèces dans la zone amont sont sporadiques et souvent liées à leur période de forte abondance en baie de Seine permettant un accroissement de leur aire de répartition, mais également à la marée qui induit une pénétration des eaux marines de la baie au cours des périodes de flots. L'estuaire de la Seine présente une réduction du nombre d'espèces de l'aval vers l'amont et une dominance progressive du copépode *Eurytemora affinis* à partir de la zone mésohaline. La distribution longitudinale du plancton, dans l'estuaire de la Seine, est sous l'influence du gradient de salinité. Une succession d'espèces apparaît avec des espèces marines localisées dans la partie aval de l'estuaire, caractérisées par des densités zooplanctoniques peu élevées et des espèces d'origine fluviale telles que *Eurytemora affinis*, localisées dans la partie amont de l'estuaire (zone oligohaline) et caractérisées par les plus fortes abondances du mésozooplancton en estuaire de Seine (Mouny, 1998). Au cours d'une journée (2 pleines mers et 2 basses mers), au niveau du pont de Normandie (partie moyenne de l'estuaire), les espèces se succèdent en fonction du rythme tidal. Les espèces dulçaquicoles ont leur plus forte abondance à cet endroit lors du passage des masses d'eau de faible salinité, pendant les périodes de jusant et de basse mer tandis que les espèces marines ne sont présentes dans la colonne d'eau qu'en fin de flot et pleine mer.

La communauté mésozooplanctonique de l'estuaire de la Seine présente deux pics de fortes abondances en zone mésohaline et en zone oligohaline : l'un en avril, l'autre en juin. En zone polyhaline, les abondances annuelles maximales sont enregistrées en juin. Cette évolution annuelle de la densité mésozooplanctonique dans les différentes zones de l'estuaire de la Seine reflète celle des espèces principales de cette communauté du genre *Acartia* (zone polyhaline) et *Eurytemora* (zones oligo- et mésohaline) (Mouny, 1998).

La communauté suprabenthique estuarienne est peu diversifiée. Elle est dominée par les mysidacés *Neomysis integer* et *Mesopodopsis slabberi* et les décapodes *Palaemon longirostris* et *Crangon crangon*.

Le suprabenthos présente de fortes densités dans la zone oligohaline et dans la zone mésohaline (Costil, *et al.*, 2002). Les densités de *Neomysis integer*, au cours de l'année, influencent directement les densités totales. Il existe, pour les espèces suprabenthiques de l'estuaire de la Seine, trois schémas de structure longitudinale :

- les espèces d'affinité marine (*Mesopodopsis slabberi*, *Crangon crangon* et *Pomatoschistus minutus*) sont abondantes dans la zone polyhaline et mésohaline de l'estuaire ;
- *Palaemon longirostris* et *Pomatoschistus microps* sont deux espèces caractéristiques de la zone amont et ne pénètrent quasiment pas dans la partie la plus salée de l'estuaire ;
- le mysidacé *Neomysis integer* est une espèce euryhaline, qui colonisent tout l'estuaire.

Tableau 31 : Répartition le long du gradient de salinité des principales espèces mésozooplanctoniques et suprabenthiques. Les ++, + et – représentent l'abondance plus ou moins importante et les 0 signifie l'absence de l'espèce, d'après Costil, *et al.*, 2002.

Espèces	Zone Polyhaline	Zone Mésohaline	Zone Oligohaline
Acartia sp.	++	+	0
Crangon crangon	+	+	0
Eurytemora affinis	-	++	++
Mesopodopsis slabberi	++	+	-
Neomysis integer	+	++	++
Palaemon longirostris	0	+	+

Le copépode *Eurytemora affinis*

Eurytemora affinis est un organisme très bien représenté dans les estuaires et particulièrement en estuaire de Seine du fait de son abondance et de sa biomasse. Ce petit crustacé pélagique, copépode calanoïde (Pope), est la composante majeure du mésozooplancton estuarien.

Eurytemora affinis occupe une grande gamme de salinité dans la plupart des estuaires tempérés, cette espèce a développé des stratégies pour rester dans la zone de faible

salinité, correspondant généralement à la zone de turbidité maximale. Sa salinité optimale se situe entre 0 et 15 ppt, cette espèce est affine des eaux douces à saumâtres.

Il présente ses plus fortes abondances dans les eaux peu salées (oligohalines), en partie amont de l'estuaire (jusqu'à 200 000 ind.m⁻³), cependant on peut le retrouver jusque dans la zone mésohaline. En estuaire de Seine, *Eurytemora affinis* présente trois périodes d'abondance maximale : en hiver (février-mars), à la mi avril et fin mai. Cette espèce peut atteindre des densités supérieures de plus d'un ordre de grandeur à celles observées dans les autres estuaires européens (Costil, *et al.*, 2002).

En ce qui concerne les données d'écotoxicité sur *Eurytemora affinis*, la base de données AQUIRE regroupe les références bibliographiques pour plus d'une centaine de travaux. Parmi ces références, 3 concernent les effets de l'atrazine sur *Eurytemora affinis*, une aborde les effets du cadmium et les effets du naphthalène (HAP) sur ce copépode sont rapportés dans 4 publications. Il n'y a pas de références concernant les effets des PCB sur *Eurytemora affinis*, cependant, il existe une publication sur leur transfert du milieu vers *Eurytemora affinis* (Cailleaud, *et al.*, 2007).

Olivier Arnal et Amandine Miniaña ont effectué un travail de recherches bibliographiques (en utilisant la base de données ASFA) et d'extraction des données écotoxicologiques sur cette espèce. Une mise à jour de cette étude serait intéressante.

Le copépode *Eurytemora affinis* ne présente pas d'intérêt halieutique ni économique. En revanche, d'un point de vue écologique, cette espèce est une espèce clé de l'estuaire. Elle joue un rôle majeur de par sa très forte abondance et de par la proportion qu'elle occupe dans le mésozooplancton. Cette espèce domine en effet toute l'année ce niveau trophique dans la zone oligohaline où elle représente 97 % de l'abondance et dans la zone mésohaline (95 %) (Costil, *et al.*, 2002).

Le régime alimentaire d'*Eurytemora affinis* est de type omnivore mais il se compose essentiellement de phytoplancton d'origine fluviale (genre *Alexandrium*). Il est à la base du réseau trophique de l'estuaire et sert de proie aux espèces suprabenthiques telles que la crevette grise (*Crangon crangon*), la crevette blanche (*Palaemon longirostris*) et le gobie tâché (*Pomatochistus microps*), mais aussi aux juvéniles de poissons, de flet (*Platichthys flesus*) par exemple (Mouny, 1998).

Le copépode *Acartia sp.*

Les abondances maximales annuelles de la communauté mésozooplanctonique dans la zone polyhaline sont principalement dues aux copépodes *Acartia spp.* et *Temora longicornis*.

Les organismes du genre *Acartia* sont des copépodes calanoïdes côtiers abondant dans la zone mésohaline (900 individus par mètre cube) (Costil, *et al.*, 2002). Ils représentent environ 56 % du mésozooplancton de l'estuaire marin et donc domine ce compartiment.

Le copépode *Acartia ssp.* est également présent en abondance dans la zone mésohaline lors de leur période de recrutement (en fin de printemps et début d'été) et, avec 260 ind.m⁻³, représente 3 % du mésozooplancton de l'estuaire moyen.

L'abondance du genre Acartia peut être due à plusieurs espèces : Acartia clausi, Acartia discaudata, Acartia bifilosa et Acartia tonsa (Mouny et Dauvin, 2002).

La base de données AQUIRE regroupe 384 données d'écotoxicité concernant le genre *Acartia*, issues de 70 publications. Parmi les espèces citées précédemment, *Acartia tonsa* est la plus renseignée (60 % des données concernent cette espèce) avec trois publications relatives aux effets de l'atrazine et une sur les effets du cadmium. Les effets du naphthalène sur *Acartia clausi* sont également abordés dans une publication. En revanche, aucune référence bibliographique au sujet des effets des PCB n'est recensée par l'US-EPA.

Le mysidacé *Neomysis integer*

Neomysis integer est un crustacé mysidacé très abondant dans tous les estuaires nord-européens ; sa taille maximale dépasse tout juste 20 millimètres. C'est une espèce suprabenthique, euryhaline et eurytherme, pouvant donc supporter de grandes variations de température et de salinité. *Neomysis integer* est cependant plus abondante dans les eaux dont la salinité est comprise entre 8 et 25 ppt. En Seine, son abondance peut atteindre jusqu'à 220 000 ind.100m⁻³, ce qui est un record par rapport aux autres estuaires européens. Sa reproduction a lieu de mars-avril à septembre, période pendant laquelle trois générations annuelles se succèdent. *Neomysis interger* a un régime alimentaire omnivore, il se nourrit de zooplancton (copépode *Eurytemora affinis*) et de détritus. Il sert de proies à de nombreuses espèces suprabenthiques (crevette grise *Crangon crangon* et crevette blanche *Palaemon longirostris*) et de poissons (jeunes bars, flets, gobies...)(Costil, *et al.*, 2002).

Neomysis integer domine le suprabenthos dans les tronçons oligohalins (87 %) et mésohalins (85,2 %) de l'estuaire de la Seine et représente 38,5 % de la faune suprabenthique polyhaline. Cette espèce est particulièrement abondante dans la zone mésohaline où son abondance moyenne annuelle atteint une valeur de 11 300 ind.100m⁻³ (Costil, *et al.*, 2002).

La base de données AQUIRE ne contient aucune donnée expérimentale sur l'écotoxicité des substances retenues sur *Neomysis integer*. La faible quantité de données recensés par la base de données concerne deux autres pesticides : le chloropyrifos et le diméthoate, ainsi que le chromate de potassium et le chlorure de cadmium. En revanche, la recherche bibliographique via la base de données ASFA avec les mots clés : « *Neomysis integer* » / « contaminants chimiques » est plus fructueuse. On obtient 12 références pour « *Neomysis integer* » / « cadmium », 1 référence pour « *Neomysis integer* » / « PCB », et 1 référence pour « *Neomysis integer* » / « PAH ».

Cependant, les publications ne contiennent peut-être pas de « données validables » pour être utilisées pour le calcul de la PNEC.

Le mysidacé *Mesopodopsis slabberi*

Mesopodopsis slabberi est un petit crustacé mysidacé. Avec une abondance annuelle moyenne de 3 500 ind.100m⁻³, il domine la faune suprabenthique dans la zone polyhaline de l'estuaire de la Seine où il représente 41 % des individus.

Ce mysidacé est également présent dans la zone mésohaline mais son abondance (1 200 ind.100m⁻³) et la part de la communauté suprabenthique qu'il représente (9 %) sont moins importantes (Costil, *et al.*, 2002)

D'un point de vue technique, la recherche de données d'écotoxicité pour *Mesopodopsis slabberi* dans AQUIRE est infructueuse, aucune donnée n'a été recensée par la l'US-EPA sur cette espèce. La recherche « *Mesopodopsis slabberi* » / « contaminants » ne donne pas plus de résultats dans la base ASFA. Cette espèce n'est pas ou peu étudiée, d'un point de vue écotoxicologique tout du moins.

La crevette grise *Crangon crangon*

La crevette grise, *Crangon crangon*, crustacé décapode de la famille des Crangonidés, fréquente les eaux saumâtres et marines de faible profondeur (jusqu'à 50 m) de la mer du Nord à la mer Méditerranée. Cette espèce est inféodée aux fonds meubles, sableux et vaseux, des baies et estuaires européens. Après une phase larvaire planctonique (cinq

semaines environ), *Crangon crangon* a un mode de vie suprabenthique (sa longévité est d'environ un an et demi). Cette crevette liée à l'estuaire qui l'a vu naître, n'effectue pas de grandes migrations mais rejoint, en hiver, des secteurs plus profonds. Son comportement est lié aux cycles de marée. Elle s'enfouit dans le sédiment durant la basse mer et nage près du fond durant la pleine mer. Ce comportement dépend également du cycle nyctéméral (succession jour / nuit) et de la turbidité de l'eau. C'est à la fin du printemps et en été que cette espèce présente l'abondance la plus forte. Avec une abondance moyenne annuelle de 130 individus par 100m³, *Crangon crangon* représente environ 1,5 % de la communauté suprabenthique dans la zone polyhaline et 0,5 % dans la zone mésohaline (90 ind.100m⁻³ en moyenne annuelle) (Costil, *et al.*, 2002).

En ce qui concerne le critère de disponibilité des données, la base de données AQUIRE recense près de 300 données issues de 26 publications pour l'espèce *Crangon crangon*. Deux publications concernent les effets de l'atrazine, 1 concerne les effets du cadmium et 2 abordent des effets des PCB. Aucune référence bibliographique, en revanche, ne concerne les HAP. Un travail de recherches bibliographiques et d'extraction des données écotoxicologiques sur cette espèce a été réalisé dans une étude antérieure (Miniaña et Romaña, 2002), celle-ci nécessite une mise à jour

La crevette grise est un crustacé qui contribue à l'exposition de l'homme aux contaminants. Elle contribue notamment à valeur de 60 % de l'apport tolérable en cadmium (Leblanc, *et al.*, 2006).

La crevette grise est vulnérable à la pollution métallique parce qu'elle est exposée aux métaux dans le compartiment sédimentaire, dans la colonne d'eau et à travers les proies (Culshaw, *et al.*, 2002). *Crangon crangon*, comme tous les crustacés, a besoin de Cuivre et de Zinc et est capable de réguler les concentrations internes jusqu'à un seuil au-dessus duquel la régulation ne se fait plus et une nette accumulation des métaux apparaît (Amiard, *et al.*, 1985 *in* : Culshaw, *et al.*, 2002). D'une manière générale, il est reconnu que *Crangon crangon* est un fort bioaccumulateur de cadmium et n'apparaît pas avoir de système efficace pour l'excréter (Szaniawska, 1985 *in* : Culshaw, *et al.*, 2002).

D'un point de vue halieutique, cette espèce a une valeur économique particulière. Il s'agit d'une espèce emblématique de la pêche côtière en baie de Seine. Les principaux ports de débarquement se situent dans l'estuaire de la Seine entre Ouistreham et Le Havre, on peut citer en particulier Trouville et Honfleur. La crevette grise est l'objet d'une pêche, principalement en automne et un peu au printemps, à l'aide de petits chaluts près des côtes sableuses à marée haute. La crevette grise constitue un stock propre à la Baie de

Seine Orientale et a un rôle très important dans l'économie locale. Entre 2005 et 2007, 93 tonnes de crevette grise ont été pêchées annuellement en estuaire et baie de Seine. Elle est la 5^{ème} espèce la plus pêchée dans cette zone (données SAPAC). Les statistiques de la pêche maritime française font état d'une production de 500 tonnes dans les années 1990 dont la moitié proviennent de la Manche Est (Quéro et Vayne, 1998).

Son importance économique vient de la quantité vendue et de son prix de vente.

Crangon crangon présente un fort intérêt écologique du fait de son abondance et de sa position de prédateur de certaines espèces de petits crustacés (copépodes, amphipodes, mysidacés), annélides et bivalves, et de proie de certaines espèces de poissons fréquentant l'estuaire (bar, merlan,...). La crevette grise joue un rôle écologique fondamental dans le réseau trophique estuarien et dans le transfert de biomasse vers les chaînes alimentaires marines (Costil, *et al.*, 2002).

La crevette grise constitue une des spécialités de la pêche honfleuraise, c'est pourquoi ce crustacé est devenu le symbole d'un événement qui affirme et célèbre la vocation maritime de Honfleur : La Fête de la crevette. Cette manifestation qui a lieu au début de l'automne (période du début de la pêche) reflète l'intérêt social et patrimonial de l'espèce *Crangon crangon*.

La crevette blanche *Palaemon longirostris*

La crevette blanche, *Palaemon longirostris*, est un crustacé décapode du compartiment suprabenthique. Elle présente en Seine des abondances plus élevées que dans les autres grands estuaires européens (jusqu'à 8 000 ind.100m⁻³). Cette espèce est adaptée aux conditions relativement difficiles de la partie amont de l'estuaire (forte turbidité, dessalure). *Palaemon longirostris* est présente dans la partie oligohaline et mésohaline de l'estuaire, de Honfleur aux eaux fluviales qu'elle rejoint plutôt en été. Son abondance annuelle moyenne est de 610 ind.100m⁻³ dans la partie oligohaline, ce qui représente 9,3 % de la communauté suprabenthique, et de 180 ind.100m⁻³, soit 1,4 % du suprabenthos, dans la zone mésohaline de l'estuaire de Seine (Costil, *et al.*, 2002).

La reproduction de *Palaemon longirostris* est estivale, les femelles sont ovigères en juin-juillet et les juvéniles apparaissent dans la population dès août. La taille maximale approche 50 millimètres. En hiver, le régime alimentaire de la crevette blanche est composé de décapodes (larves et juvéniles de *Crangon*) et de mysidacés (*Neomysis integer*). Dès le printemps, le copépode *Eurytemora affinis* représente une espèce prépondérante dans son alimentation. Cette espèce présente donc un régime carnivore

adapté en fonction de l'abondance des proies. La crevette peut être consommée par des poissons, notamment par le bar.

Pour ce qui est du critère technique, la base de données AQUIRE, contient des données et des références pour le genre *Palaemon* mais aucune concernant l'espèce *Palaemon longirostris*. En revanche, 89 données portent sur *Palaemon serratus* (espèce présente en milieu marin), des données référencées dans 2 publications portent sur les effets écotoxiques du Cadmium. *Palaemon macrodactylus* est une autre espèce de ce genre présente en estuaire de Seine, il s'agit d'une espèce exotique originaire du Japon, de la Chine et de Corée qui a récemment colonisé plusieurs estuaires européens. Elle est renseignée par 35 données d'écotoxicité ne portant pas sur les substances sélectionnées.

Dans la base de données ASFA, la recherche utilisant les mots clé « *Palaemon longirostris* » / « Cadmium » a fourni une référence et celle avec « *Palaemon longirostris* » / « PCB » en a donné 2.

La crevette blanche est pêchée et consommée, mais a une faible importance dans l'économie locale, particulièrement depuis l'interdiction de l'anguille. En effet, il s'agissait des mêmes bateaux qui pêchaient l'anguille et la crevette blanche, la pêche à l'anguille interdite, il ne reste que 3 navires encore susceptibles de l'exploiter. Entre 2005 et 2007 (avant l'interdiction de la pêche à l'anguille), le SAPAC fait état d'un tonnage annuel de 3,7 tonnes pêchées.

Synthèse des données d'écotoxicité relatives aux crustacés

Tableau 32 : Nombre total de données et nombre de références concernant les principales espèces mésozooplanctoniques et suprabenthiques et pour les contaminants sélectionnés, recensées dans AQUIRE.

<i>Espèces</i>	<i>Nombre total de données</i>	<i>Atrazine</i>	<i>Diuron</i>	<i>HAP</i>	<i>PCB</i>	<i>Cadmium</i>
<i>Acartia</i>	384					
<i>Acartia bifilosa</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Acartia clausi</i>	118	1	0	1	0	0
<i>Acartia dicaudata</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Acartia sp.</i>	18	0	0	0	0	1
<i>Acartia tonsa</i>	230	3	0	0	0	1
<i>Crangon crangon</i>	298	2	0	0	2	1
<i>Eurytemora affinis</i>	140	3	0	4	0	1
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Neomysis integer</i>	39	0	0	0	0	0
<i>Palaemon longirostris</i>	0	0	0	0	0	0

D'un point de vue écologique, plusieurs espèces conviendraient pour représenter le maillon trophique « invertébré » dans l'analyse du risque chimique en estuaire de Seine. Cependant, la plupart d'entre elles ne sont pas ou peu renseignées sur les effets écotoxiques des molécules retenues (atrazine et diuron, cadmium, HAP et PCB).

D'un point de vue technique, deux espèces sont relativement bien renseignées. Il s'agit d'*Eurytemora affinis* (présent dans les zone oligo et mésahalines) et de *Crangon crangon* (présent en zone méso et polyhalines). De plus, *Eurytemora affinis* joue un rôle clé dans le fonctionnement de l'estuaire et *Crangon crangon* présente un fort intérêt halieutique et économique. Par défaut et en second choix, le genre *Acartia* peut être retenu pour les

zones polyhalines et mésahalines et l'espèce *Neomysis integer* pour les trois zones de l'estuaire.

3.3.3.2.3 Sélection des espèces de poisson

Le répartition longitudinale des espèces ichthyologiques, du barrage de Poses à la baie de Seine, montre une distribution spatiale classique avec la succession de l'amont vers l'aval d'espèces holobiotiques dulçaquicoles (telles que l'ablette *Alburnus alburnus* et le sandre *Stizostedion lucioperca*) puis d'espèces euryhalines d'origine dulçaquicole avec l'épinoche (*Gasterosteus aculeatus*) ou d'origine marine (le bar *Dicentrarchus labrax*) et enfin d'espèces holobiotiques marines (la sole *Solea vulgaris*). On passe ainsi progressivement d'un peuplement d'eau douce à un peuplement marin.

Entre Poses et Rouen (eau douce), l'ichtyofaune est composée d'espèces dulçaquicoles (75 %) et d'espèces migratrices (25 %). Entre Rouen et Caudebec-en-Caux (zone oligohaline), les espèces migratrices représentent la même part (25 %). En revanche, les espèces dulcicoles ne représentent plus que 59 % des espèces et apparaissent les espèces marines (8 %) et estuariennes (8 %). La tendance s'inverse entre Caudebec-en-Caux et le Pont de Tancarville (eau saumâtre) où les espèces marines dominent à hauteur de 55 %. Le reste est composé de 27 % d'espèces migratrices, 9 % d'espèces dulçaquicoles et 9 % d'espèces estuariennes. Enfin dans l'estuaire polyhalin, de Tancarville à la baie de Seine, les espèces marines dominent largement (81 %), il y a également 19 % d'espèces migratrices (Rochard, *et al.*, 1997).

Les espèces de poissons migrateurs présentes en estuaire de Seine sont au nombre de 5 : 3 espèces à reproduction marine : l'anguille (*Anguilla anguilla*), le flet (*Platichthys flesus*) et le mulot (*Liza ramada*) et 2 espèces à zone de reproduction continentale : l'aloise feinte (*Alosa fallax*) et l'éperlan (*Osmerus eperlanus*). L'aloise et l'éperlan sont qualifiés de rares dans l'estuaire, en revanche le flet est probablement l'espèce benthique la plus fréquente dans l'ensemble de l'estuaire. L'anguille s'avère assez fréquente également (Rochard, *et al.*, 1997).

Pour des raisons techniques, notre attention se portera davantage sur les espèces présentes dans tout l'estuaire, migratrices ou euryhalines, pour lesquelles un seul calcul de PNEC pourra servir à l'évaluation des risques chimiques dans les trois tronçons.

Sur l'ensemble de l'estuaire, les 4 espèces les plus fréquentes sont le flet (*Platichthys flesus*), l'anguille (*Anguilla anguilla*), le bar (*Dicentrarchus labrax*) et l'épinoche (*Gasterosteus aculeatus*) (Rochard, *et al.*, 1997).

Le flet *Platichthys flesus*

Le flet, *Platichthys flesus*, est un poisson plat de la famille des Pleuronectidés très largement répandu en Atlantique Nord-Est et en Méditerranée. Ce poisson benthique vit sur les fonds sableux, sablo-vaseux et vaseux des eaux marines.

Platichthys flesus est une espèce amphihaline thalassotoque, c'est à dire que son cycle de développement se déroule en partie en eau douce et estuarienne et en partie en mer. L'hiver, bien que toujours présent dans l'embouchure des fleuves, le flet gagne les fonds marins profonds d'une vingtaine de mètre où les températures sont plus clémentes. Il s'y reproduit (de janvier à mai) puis remonte à la belle saison dans les cours d'eau pour effectuer sa croissance dans les eaux continentales. En Seine, le flet est présent jusqu'à Poses (Costil, *et al.*, 2002).

Platichthys flesus est un carnivore, il se situe au sommet du réseau trophique. Son régime alimentaire est composé essentiellement de proies benthiques (bivalves, polychètes) et suprabenthiques (crevettes, mysidacés). Les jeunes se nourrissent de plancton, notamment de copépodes (*Eurytemora affinis*).

Les proies benthiques constituent pour le flet, 85 % de son régime alimentaire. En baie de Seine, le spectre alimentaire est basé préférentiellement sur les mollusques bivalves (*Abra alba*) et les annélides sédentaires (*Pectinaria koreni*). La composition du régime alimentaire du flet varie selon le milieu où il se trouve et les proies disponibles, mais aussi selon son âge (Morin, *et al.*, 1999).

Le flet est un poisson qui possède de grandes capacités d'adaptation qui lui permettent de vivre dans des sites diversifiés. Il possède les qualités premières d'une espèce sentinelle : large répartition et abondance. De par sa position en bout de chaîne trophique, il est représentatif de l'assimilation des contaminants bioaccumulables présents dans les différents maillons de la chaîne trophique (Burgeot, *et al.*, 1999 ; Costil, *et al.*, 2002).

En ce qui concerne les données de toxicité disponibles sur la base de données AQUIRE, elles sont au nombre de 184, issues de 37 publications. Les effets des pesticides atrazine et diuron sur le flet ne sont pas renseignés dans cette base de données. En revanche, la recherche « *Platichthys flesus* » / « atrazin* » ou « diuron » dans la base de données ASFA donne la référence d'un article traitant des effets au niveau génétique moléculaire des pesticides. La catégorie des HAP est renseignée dans la base de données de l'US EPA. En effet, les effets du benzo[a]pyrene sur le flet sont abordés dans 6 publications dont une traite également le naphthalène. Trois congénères (au moins) de PCB font l'objet

de données, relatées dans 5 publications. Enfin, des données sur les effets du cadmium chez *Platichthys flesus* sont relatés dans deux publications.

Dans la base de données ASFA, les données sont plus abondantes (Tableau 13).

Tableau 13 : Références identifiées dans la base ASFA pour différents mots-clés

Espèces	Nbr tot de réf trouvées	Toxic*	Atrazine	Diuron	Cadmiu m	PAH	PCB
Platichthys flesus	1109	265	1	1	43	42	77

Une nurserie importante, peuplée de jeunes de l'année et de juvéniles d'un an, se situe autour du Pont de Normandie et jusqu'en amont de Tancarville. Ces juvéniles entretiennent un stock localisé à l'embouchure de l'estuaire de la Seine et de ses abords.

Les statistiques des pêches françaises font état d'une capture annuelle de 80 à 270 tonnes entre 1974 et 1979, et de 150 tonnes en 1994 (Quéro et Vayne, 1997). Au niveau local, 320 kg ont été déclarés en moyenne par an entre 2005 et 2007 (Données SAPAC) mais les pêcheurs ne concentrent pas leurs efforts sur cette espèce peu consommée, elle est en fait une prise accessoire et les quantités capturées sont très certainement supérieures aux 320 kg déclarés. Le flet ne semble pas prendre part à l'exposition aux contaminants de la population locale du Havre ou tout du moins n'est-elle pas prise en considération par l'étude CALIPSO. Même si il est dénué de valeur commerciale particulière, le flet joue néanmoins un rôle écologique majeur dans l'estuaire de la Seine (Bessineton, *et al.*, 1995).

L'anguille *Anguilla anguilla*

L'anguille, *Anguilla anguilla*, est un poisson serpentiforme de la famille des anguillidés. Elle vit en eau douce (rivières, ruisseaux, lac et étangs) et se reproduit à plus de 5 000 km de la Manche, en mer des Sargasses au large de la côte Est des Etats-Unis : c'est un poisson amphihaline catadrome. Les juvéniles, appelés civelles, remontent la Seine en hiver et elles évoluent ensuite en anguillettes puis en anguilles. Les mâles vivent en eau douce pendant 6 à 12 ans alors que les femelles peuvent y séjourner de 9 à 20 ans. Les tailles des mâles varient de 30 à 60 cm ; les femelles atteignent 150 cm pour un poids de 2,5 kg (Costil, *et al.*, 2002).

Anguilla anguilla est une espèce prédatrice. Son alimentation en eau douce est composée essentiellement d'invertébrés benthiques et de mollusques. Les larves pélagiques se nourrissent de plancton. A partir du stade « argenté » et lors de sa migration vers la mer, l'anguille cesse définitivement de s'alimenter. Elle se trouve en fin de chaîne trophique.

Dans la base de données AQUIRE, 486 données concernant l'espèce *Anguilla anguilla* sont recensées. Les 4 catégories de substances sont renseignées. Les effets des pesticides (atrazine) sont renseignés par 1 publication, ceux du cadmium par 2, 4 publications fournissent des données sur les effets écotoxiques du naphthalène et 5 sur les effets du benzo[a]pyrene (HAP) et enfin les effets du clophen A 50 (PCB) font l'objet de 2 publications et ceux de PCB 1254 (Aroclor 1254) d'une.

La base de données ASFA contient 280 publications correspondant aux mots clés « *Anguilla anguilla* » / « toxic* ». La recherche « *Anguilla anguilla* » / « pesticides » donne 73 références bibliographiques mais qui ne concernent pas spécifiquement l'atrazine ni le diuron. Les trois autres substances choisies sont renseignées par 54 références pour le cadmium, 62 pour les PCB et 29 pour les HAP.

L'anguille est un poisson gras, sa teneur en lipides atteint des valeurs élevées de 10 à 15 %. Pour cette raison et à cause de son régime alimentaire, ce poisson accumule dans sa chair les contaminants chimiques présents dans les sédiments.

C'est la raison pour laquelle la pêche à l'anguille est interdite en estuaire de Seine depuis le 15 janvier 2008. Les taux de PCB détectés dans les anguilles prélevées sur les lieux de débarquement du Calvados en 2007 ont régulièrement dépassé le seuil réglementaire fixé par la réglementation communautaire et qui est de 8,0 pg de poids frais pour la somme des dioxines, des furanes et des PCB de type dioxine dans la chair musculaire d'*Anguilla anguilla* et ses produits dérivés (règlement (CE) n°199/2006 de la commission du 3 février 2006). Cette interdiction concerne les anguilles adultes d'une taille supérieure ou égale à 12 cm. Avant cela, cette espèce était pêchée au stade civelle (mars, avril), puis au stade subadulte (en été) et au stade d'anguille argentée d'avalaison (octobre). Cette espèce avait un rôle important dans l'économie locale.

Les statistiques des pêches maritimes françaises font état, en moyenne, de captures annuelles de 1 800 à 2 800 tonnes entre 1974 et 1979, de seulement 380 tonnes en 1994 (Quéro et Vayne, 1997). En estuaire et baie de Seine, près de 13 tonnes en moyenne ont été prélevées par an entre 2005 et 2007. Sept bateaux de l'estuaire tiraient plus des ¾ de leurs ressources *via* la pêche à l'anguille. Suite à l'interdiction, 5 de ces bateaux ont été

détruits lors du dernier plan de sortie de flotte (Données SAPAC). L'importance de cette espèce dans l'économie locale venait de la quantité pêchée et de la valeur pécuniaire importante de ce poisson.

D'après l'étude CALIPSO (2006), l'anguille contribue à l'exposition de la population du Havre à hauteur de 3,5 % pour les PCB_i (Polychlorobiphényles « indicateurs »), de 3 % pour les PCB-DL (PCB Dioxin Like) et de moins de 0,5 % pour le cadmium.

L'anguille est une espèce fréquente sur l'ensemble de l'estuaire et est renseignée pour les quatre types de contaminants. De plus, elle a été fortement consommée, elle participait à l'exposition de la population au PCB et présentait un fort intérêt économique. L'interdiction de la pêche de cette espèce a des conséquences socio-économiques qui ne sont pas encore évaluées mais qui seront sans doute importantes.

Le bar *Dicentrarchus labrax*

Le bar, *Dicentrarchus labrax*, est un poisson perciforme de la famille des serranidés, il est très répandu en Atlantique Nord-Est et en méditerranée. En France, le bar est commun dans toutes les zones côtières, les lagunes méditerranéennes, les estuaires et également le cours inférieur des fleuves, dont la Seine. *Dicentrarchus labrax* est une espèce euryhaline d'origine marine. Les juvéniles pénètrent relativement loin dans l'estuaire (jusque dans la partie aval de la zone oligohaline) (Rochard, *et al.*, 1997). Sa taille atteint 1 m pour 10 kg, la taille commune est de 20 à 50 cm. Les adultes sont solitaires et les jeunes vivent en groupe ; la reproduction a lieu de mars à juin (Costil, *et al.*, 2002). Les juvéniles se nourrissent en été ou au début de l'automne en estuaire. Le bar adulte est un prédateur vorace se nourrissant de poissons, de crustacés et d'autres invertébrés benthiques. Les jeunes se nourrissent de copépodes marins ou estuariens, dont *Eurytemora affinis* (Costil, *et al.*, 2002). Les crustacés représentent 90 % des proies de *Dicentrarchus labrax*. Le bar est dépendant du stock de crevettes grises pour son développement, ainsi que de plus petits crustacés tels que des mysidacés et des *Corophium* (Morin, *et al.*, 1999).

La base de données AQUIRE rassemble 234 données concernant l'espèce *Dicentrarchus labrax*. Les effets des 4 types de molécules sont abordés : les pesticides (avec 1 publication sur l'atrazine), les métaux (avec une publication sur le cadmium), les hydrophobes non-bioaccumulables (avec 8 publications sur les HAP : naphthalène et

benzo(a)pyrène) et enfin les hydrophobes bioaccumulables (avec 1 publication abordant les effets des PCB).

La base de données ASFA fourni une quantité plus importante de références (Tableau 32)

Tableau 32 : Références identifiées dans la base ASFA pour l'espèce *Dicentrarchus labrax* avec différents mots-clés.

<i>Espèces</i>	<i>Nombre total de références</i>	<i>Toxic*</i>	<i>Atrazine</i>	<i>Diuron</i>	<i>Cadmiu m</i>	<i>PAH</i>	<i>PCB</i>	<i>Pesticide s</i>
Dicentrarchus labrax	2506	164	0	0	27	3	17	79

Le bar contribue à l'exposition de la population locale aux contaminants, notamment aux PCB_i (5,37 %) et aux PCB-DL (6,57 %). En revanche, cette espèce ne contribue pas à l'exposition au cadmium (Leblanc, *et al.*, 2006).

La nourricerie de l'estuaire de Seine contribue à l'alimentation d'un stock d'adultes répartis entre la Manche Est et la Manche Ouest (Bessineton, *et al.*, 1995). Sa chair est très appréciée mais il ne joue pas un rôle dans l'économie locale d'importance particulière. L'importance économique du bar à l'échelle de l'estuaire et de la baie de Seine est due à son prix élevé et non à la quantité prélevée. Les données issues de la SAPAC font état de capture annuelle de 9 tonnes entre 2005 et 2007. Au niveau national, les statistiques de pêche maritimes françaises mentionne une pêche annuelle de 1 500 à 2 000 tonnes entre 1974 et 1979 et de 2 500 tonnes en 1994 (Quéro et Vayne, 1997).

Le bar est une espèce marine fréquente jusqu'à relativement loin en amont dans l'estuaire mais il n'est pas trouvé en eau douce. Des données d'écotoxicité concernant les 4 types de contaminants sont disponibles dans AQUIRE. L'intérêt halieutique du bar est incontestable cependant il ne joue pas de rôle particulier dans l'économie locale. Enfin cette espèce répond également au critère d'exposition de la population locale notamment aux PCB.

L'épinoche *Gasterosteus aculeatus*

L'épinoche, *Gasterosteus aculeatus*, est un petit poisson fusiforme de la famille des gasterostéidés. Son aire de répartition comprend toute la moitié Nord de la France et le bassin de la Garonne ainsi que celui du Rhône. Dans l'estuaire de la Seine, il est présent sous forme marine, il vient se reproduire d'avril à juin en eau douce, dans les ruisseaux et les rivières, c'est un migrateur anadrome. Le mâle construit un nid à l'aide de fragments de végétaux dans lequel il attire la femelle qui y dépose les œufs. Le mâle garde les œufs. Les épinoches peuvent se reproduire deux fois dans l'année.

Le régime alimentaire de l'épinoche est constitué de vers, de petits crustacés, d'insectes, d'œufs et de larve de poissons. Les cas de cannibalisme sont fréquents (Agence Régionale de l'Environnement de Haute-Normandie, 2003).

Peu de données sur les effets écotoxiques des contaminants retenus sont disponibles pour l'espèce *Gasterosteus aculeatus*. Deux publications sont référencés dans la base de données AQUIRE pour le cadmium et 1 pour les PCB (somme de 7 congénères : PCB 28 / 52 / 101 / 118 / 138 / 153 / 180).

La base de données ASFA fournit des références pour les mots clés « *Gasterosteus aculeatus* / cadmium » (16) et pour « *Gasterosteus aculeatus* / PCB » (4). Dix références de publications sont obtenus avec les mots : « *Gasterosteus aculeatus* / pesticides », mais celles-ci ne concernent ni l'atrazine ni le diuron.

L'épinoche n'a pas de valeur halieutique ni économique.

L'éperlan *Osmerus eperlanus*

L'éperlan, *Osmerus eperlanus*, est un poisson amphihaline potamotocue présent dans les eaux côtières (de 0 à 30 m) de l'Atlantique Nord-Est et à l'embouchure des fleuves depuis la Norvège et la mer Baltique jusqu'en Gironde, qui marque la limite méridionale de son aire de répartition. Durant la majeure partie de l'année, les éperlans restent dans les eaux saumâtres des estuaires et s'éloignent peu des côtes. Au début du printemps, lorsque les eaux se réchauffent, ils forment des bancs importants et effectuent leur migration de reproduction en remontant les cours d'eau jusqu'à la limite d'influence de la marée (ou dans les eaux de faible salinité) où se situent les frayères (Lardeux, 1986 *in* : Duhamel, *et al.*, 2004). Après la reproduction, les adultes regagnent activement les eaux saumâtres estuariennes riches en nutriments. En été, ils rejoignent les eaux plus profondes du large,

de façon à éviter les températures trop élevées. Les adultes peuvent supporter de larges écarts de salinité.

En estuaire de Seine, l'éperlan est présent dans les trois tronçons de l'estuaire mais présente de faibles densités en comparaison avec les populations d'autres estuaires européens. Il est plus fréquent en zone mésohaline qu'oligohaline (Duhamel, *et al.*, 2004).

L'éperlan est un carnivore. Ses proies sont soit planctoniques, soit suprabenthiques et rarement benthiques. La taille des proies est généralement fonction de celle de l'individu. Les larves et les juvéniles se nourrissent de copépodes tels que *Eurytemora affinis* puis lorsqu'ils sont de taille plus grande, de mysidacés. Agé de plus d'un an, le régime alimentaire d'*Osmerus eperlanus* se compose de crustacés : copépodes, mysidacés mais aussi de gammarés et de crevettes grises. L'éperlan s'attaque aussi mais plus rarement aux autres poissons (sprat et gobies) et aux juvéniles de son espèce (Horbowia, 2001 *in* : Duhamel, *et al.*, 2004).

La base de données AQUIRE ne donne aucun résultat pour l'espèce *Osmerus eperlanus*. La base de données ASFA fournit 3 références pour la recherche « *Osmerus eperlanus* » / « cadmium », 4 pour la recherche « *Osmerus eperlanus* / PCB » et 3 pour « *Osmerus eperlanus* » / « pesticides ». Cette espèce est donc peu renseignée d'un point de vue écotoxicologique.

D'un point de vue halieutique et économique, l'éperlan avait un réel intérêt au début du vingtième siècle. Aujourd'hui en revanche, il ne joue plus un rôle d'importance particulière dans l'économie locale. Le SAPAC fait état d'une pêche annuelle moyenne de 590 kg entre 2005 et 2007. Cela s'explique d'une part par la faible abondance de cette espèce et, d'autre part par l'absence de marché pour l'éperlan. Les pêcheurs ont donc peu intérêt à focaliser leur effort sur une telle espèce.

La présence de trois éperlans sur les armes de la ville de Caudebec-en-caux souligne l'importance de cette espèce pour la ville qui était la « capitale » de l'éperlan. Devenue très rare dans les années 1970, un retour de l'espèce est signalé par les pêcheurs depuis 1998 (Costil, *et al.*, 2002).

L'éperlan ne répond à aucun des critères sauf au critère patrimonial.

La sole *Solea solea*

La sole commune, *Solea solea*, est un poisson plat de la famille des soléidés. Elle est très largement répandue en Atlantique Nord-Est, et en Méditerranée. En France, la sole

commune est présente sur toutes les côtes. Poisson démersal vivant sur fond sableux ou vaseux des eaux littorales entre quelques mètres et 70m de profondeur, sa taille maximale atteint 70 cm pour 3 kg. Nocturne, la sole passe la journée enfouie dans le sédiment. La reproduction a lieu au printemps en zone côtière en Manche (Costil, *et al.*, 2002). Son régime alimentaire est composé essentiellement de proies benthiques (80 % dont les bivalves et polychètes). La sole semble pouvoir adapter son comportement alimentaire aux proies disponibles, par exemple, dans le chenal de navigation où le benthos est absent, la sole ne consomme que des proies suprabenthiques (crevettes grises et gobies) (Morin, *et al.*, 1999). Les jeunes se nourrissent de copépodes marins.

En ce qui concerne les données d'écotoxicité des substances retenues, la base de données AQUIRE recense 5 données issues d'une publication sur les effet du benzo[a]pyrène. Les autres molécules ne sont pas renseignées.

La base de données ASFA recense 9 publications répondant à la recherche « Solea solea » / « PCB », 3 publications répondant à la recherche « Solea solea » / « PAH » et 10 publications répondant à la recherche « Solea solea » / « cadmium »

Les effets de l'atrazine et du diuron sur *Solea solea* ne sont abordés ni dans l'ASFA qui fournit 6 références pour la recherche « *Solea solea* » / « pesticides » mais il ne s'agit pas des pesticides retenus, ni dans AQUIRE.

La sole contribue à hauteur d'environ 2,6 % à l'exposition de la population du Havre aux PCB_i et de 1,3 % au PCB-DL. La sole ne contribue pas à l'exposition au cadmium mais est un fort contributeur à l'exposition à l'arsenic (8,7 %) (Leblanc, *et al.*, 2006).

Une importante nourricerie est présente à l'entrée de l'estuaire de la Seine. Elle alimente le stock adulte de Manche Est, et une partie des stocks Manche Ouest et Sud mer du Nord (Bessineton, *et al.*, 1995). Les statistique de pêches maritimes françaises font état d'une capture annuelle de 4 000 à 4 400 tonnes entre 1974 et 1979 et de 9 000 à 9 700 tonnes entre 1992 et 1994 (Quéro et Vayne, 1997). A l'échelle de la baie et de l'estuaire de la Seine, 252 tonnes par an en moyenne ont été prélevées entre 2005 et 2007 (Données SAPAC). Au niveau du tonnage, cette espèce est donc la troisième espèce la plus pêchée dans cette zone. En 1995, cette espèce représentait 16 % du chiffre d'affaires réalisé par les ports du Havre et de Fécamp (Thébaud, *et al.*, 2003). Sa valeur économique vient à la fois du prix de vente et de la quantité vendue. La sole est une espèce très importante dans l'économie locale.

La sole, répond aux critères halieutiques et économiques ainsi que sanitaires. Cependant, cette espèce est trop peu renseignée d'un point de vue écotoxicologique pour être retenue.

Synthèse des données pour les poissons

Tableau 35: Nombre total de données et nombre de références recensées dans AQUIRE concernant les principales espèces de poissons pour les contaminants sélectionnés.

<i>Espèce</i>	<i>Nombre total de données</i>	<i>Atrazine</i>	<i>Diuron</i>	<i>HAP</i>	<i>PCB</i>	<i>Cadmium</i>
<i>Platichthys flesus</i>	184	0	0	6	5	2
<i>Osmerus eperlanus</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Anguilla anguilla</i>	486	1	0	9	3	2
<i>Dicentrarchus labrax</i>	234	1	0	8	1	1
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	764	0	0	0	2	0
<i>Solea vulgaris</i>	36	0	0	1	0	0

L'épinoche (*Gasterosteus aculeatus*), malgré l'abondance de données d'écotoxicité disponibles dans la base de données AQUIRE, est peu voire pas renseignée sur les molécules retenues pour le critère de disponibilité des données d'écotoxicité. Les 2 espèces les mieux renseignées sont l'anguille (*Anguilla anguilla*) et le bar (*Dicentrarchus labrax*). L'ensemble de l'estuaire est couvert par l'anguille (espèces amphihaline), le bar (espèce euryhaline) est présent dans les tronçons méso et polyhalins. Le flet est une espèce fréquente également dont l'importance écologique n'est pas négligeable. Il ne présente pas d'intérêt économique et les effets écotoxiques des pesticides retenus ne sont pas renseignés. Cette espèce est néanmoins suggérée en second choix pour les zones mésohalines et polyhalines. Enfin, mis à part l'intérêt patrimonial que présente l'éperlan, cette espèce ne présente pas d'intérêt dans le cadre d'une analyse de risques chimiques car elle est rare et les effets écotoxiques des molécules ne sont pas renseignés.

Les résultats de cette sélection pour les 3 tronçons de l'estuaire sont présentés dans le tableau 36.

Tableau 36. Espèces sélectionnées dans les trois tronçons de l'estuaire pour l'évaluation du risque chimique

	Estuaire marin De Honfleur à la baie de Seine	Estuaire moyen De Vieux-Port à Honfleur	Estuaire amont Du barrage de Poses à Vieux -Port
Algues	<i>Skeletonema costatum</i>	<i>Cyclotella menghiniana</i> <i>Melosira granulata</i>	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
Crustacés	<i>Crangon crangon</i> <i>Acartia sp</i> <i>Neomysis integer</i>	<i>Eurytemora affinis</i> <i>Crangon crangon</i> <i>Palaemonetes longirostris</i> <i>Neomysis integer</i>	<i>Palaemonetes longirostris</i>
Poissons	<i>Anguilla anguilla</i> <i>Dicentrarchus labrax</i> <i>Platichthys flesus</i>	<i>Anguilla anguilla</i> <i>Dicentrarchus labrax</i> <i>Platichthys flesus</i>	<i>Anguilla anguilla</i> <i>Stizostedion lucioperca</i>

3.3.4. Construction d'une base de données d'écotoxicité pour les espèces sélectionnées

Pour chaque espèce sélectionnée, une recherche des données d'écotoxicité de l'atrazine a été effectuée. Les différentes valeurs d'EC₅₀ et de NOEC disponibles dans les bases de données sont répertoriées dans le tableau 37. Un critère de validité a été attribué à chacun de ces résultats en fonction de la qualité de l'étude et de son respect des lignes directrices de l'OCDE.

Tableau 37. Données d'écotoxicité de l'atrazine pour les espèces sélectionnées

Espèce	Type d'effet	Valeur (µg/l) (critère de validité)	Source
Estuaire amont			
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	EC (50)/ LC(50)	LC50(14j) 8 (2)	Bednarz, T. 1981
		EC50(28j) 27,6 / 28,8 (1)	Tang, J.X., 1997
		EC50(96h) 41 (3)	Ma, J, 2003
		EC50(72h) 42,4 (3)	Rojickova, 1999
		EC50(21j) 50,7 / 54,9 (1)	Tang, J.X., 1997
		EC50(12-14j) 100 / 200 (2)	Stratton, G.W. 1984
		EC50(14j) 124,2 / 80,7 (1)	Tang, J.X., 1997
	EC50(7j) 333,8 / 171 (1)	Tang, J.X., 1997	
	LC50(14J) 1000 (4)	Zlateva P., 1977	
	NOEC	NOEC(8j) 30 (1)	Fiche CIRCA atrazine
Estuaire moyen			
<i>Cyclotella menhiniana</i>	EC(50) / LC(50)	EC50(14j) 180,4 / 224,6 (1)	Tang, J.X., 1997
		EC50(21j) 244,9 / 265,6 (1)	Tang, J.X., 1997
		EC50(28j) 417,3 / 255,4 (1)	Tang, J.X., 1997
		EC50(7j) 3213,7 / 959,4 (1)	Tang, J.X., 1997
	NOEC	NOEC(5j) 10,4 (2)	Lockert, C.K., 2006
<i>Eurytemora affinis</i>	EC(50) / LC(50)	LC50(96h) 125 (2)	Forget-Leray, J., 2005
		LC50(96h) 13200/2600/500 (1)	Hall, 1994
	NOEC	NOEC(10j) 25 (2) NOEC(8j) 4200/12250/17500 (1)	Forget-Leray, J., 2005 Hall, 1995
<i>Crangon crangon</i>	EC(50) / LC(50)	LC50(48h) 10000-33000 (2)	Portmann, J.E. 1972 et 1971
<i>Neomysis integer</i>	EC(50) / LC(50)	LC50(96h) 48 (1)	Noppe, H., 2007
Estuaire marin			
<i>Skeletonema costatum</i>	EC(50) / LC(50)	EC50(5j) 24 / 53 (4)	Parrish, R. 1978
		EC50(5j) 55 (1)	Hoberg. 1993
		EC50(48h) 265 (2)	Walsh, G.E 1983
	NOEC	NOEC(5j) 14 (1) NOEL(5j) 60 (4)	Hoberg. 1993 Parrish, R. 1978
<i>Crangon crangon</i>	EC(50) / LC(50)	LC50(48h) 10000-33000 (2)	Portmann, J.E. 1972 et 1971
<i>Acartia sp</i>	EC(50) / LC(50)	LC50(96h) 94 (1)	Ward, G.S., 1985
		LC50(96h) 4300 (1)	McNamara. 1991
		LC50(72h) 6100 (1)	McNamara. 1991
		LC50(48h) 8400 (1)	McNamara. 1991
		LC50(24h) 15000 (1)	McNamara. 1991

	NOEC	NOEC(96h) 2900 (1)	McNamara. 1991
<i>Neomysis integer</i>	EC(50) / LC(50)	LC50(96h) 48 (1)	Noppe, H., 2007

3.3.5 Calcul des $PNEC_{locale}$ pour chaque tronçon de l'estuaire

A partir des données récoltées, l'étape suivante a été le calcul d'une $PNEC_{locale}$ pour chaque tronçon de l'estuaire selon la méthodologie du TGD. Le nombre de données étant insuffisant pour pouvoir appliquer la méthode statistique, la méthode des facteurs d'extrapolation a été utilisée.

Selon le TGD, les facteurs d'extrapolation (tableaux 1 et 2) ont été déterminés pour les milieux aquatiques d'eau douce et d'eau marine mais il n'existe pas de facteur pour les milieux de transitions que sont les estuaires. Bien que l'estuaire soit une zone de passage progressif entre eaux douces et eaux marines, il n'est assimilable à aucun des deux milieux qui l'entourent.

La question se pose donc de savoir quel facteur doit être appliqué pour le calcul de $PNEC_{locale}$ spécifique à l'estuaire. L'application d'un facteur d'extrapolation supplémentaire de 10 pour l'estimation des PNECs en milieu marin est elle justifiée en milieu estuarien ?

Les facteurs d'extrapolation utilisés pour le milieu marin prennent en compte les incertitudes liées au manque de données valides ainsi qu'à la plus grande biodiversité de milieu. Un facteur 10 est ajouté par rapport au facteur utilisé pour extrapoler les PNECs en eau douce et permet de prendre en compte ces incertitudes spécifiques au milieu marin.

La biodiversité est faible dans les milieux estuariens, et en particulier celui de la Seine, : les variations de salinité, du niveau de l'eau et de la température font que peu d'espèces sont adaptées à ce milieu extrêmement changeant. Cependant, les espèces qui s'accommodent de telles conditions écologiques vont trouver dans les estuaires une abondante source de nourriture et vont être caractérisées par de très fortes densités. La diversité biologique des estuaires est donc faible et se traduit par des peuplements composés de peu d'espèces différentes mais présentant de fortes abondances.

De plus, les espèces qui vivent ou qui transitent dans l'estuaire ainsi que les différents réseaux trophiques sont bien identifiés. C'est pourquoi les incertitudes liées à la biodiversité et à la sensibilité des espèces sont donc en parties levées pour le milieu estuarien.

Il a donc été convenu ici de ne pas appliquer le facteur de précaution supplémentaire même pour la partie la plus en aval de l'estuaire.

L'argumentaire du choix du facteur pour chaque tronçon est détaillé ici :

- ✓ PNEC_{locale} pour l'estuaire amont

Selon le TGD, extrapoler une PNEC à partir de résultats de bioessais nécessite de disposer d'au moins une LC50 d'un essai court terme pour chacun des 3 niveaux trophiques standards (algues, invertébrés et algues). Dans notre étude, seules des données sur l'espèce d'algue sélectionnée (*Scenedesmus quadricauda*) sont disponibles dans la bibliographie scientifique. En reprenant la NOEC atrazine pour *Scenedesmus quadricauda* proposée par la Commission Européenne dans le cadre de la DCE et en lui appliquant le facteur d'extrapolation de 100, nous obtenons :

$$\underline{\text{PNEC}_{\text{locale, estuaire amont}} = 30/100 = 0,300 \mu\text{g L}^{-1}}$$

- ✓ PNEC_{locale} pour l'estuaire moyen

Pour cette partie de l'estuaire, des données sont disponibles pour deux niveaux trophiques: algues et crustacés. Parmi ces données, trois NOEC sont disponibles : une pour l'algue et deux pour les crustacés.

Selon le TGD, lorsque deux NOEC d'essais long terme pour deux niveaux trophiques sont disponibles, un facteur de 50 s'applique à la plus basse des deux valeurs si celle-ci couvre le niveau trophique ayant la plus basse LC50 (ou EC50) dans les essais court terme. Dans le cas contraire, la PNEC est calculée à partir de la NOEC la plus faible en utilisant un facteur d'incertitude de 100.

Un facteur de 100 doit donc être appliqué à la plus faible NOEC (10,4µg/L) retrouvée pour *Cyclotella menghiniana*. Compte tenu des données existantes sur les espèces d'eau douce qui montrent que les algues constituent le taxon le plus sensible à cet herbicide, nous pouvons cependant émettre l'hypothèse que *Cyclotella menghiniana* est plus sensible à l'atrazine dans des tests aigus qu'*Eurytemora affinis*. Dans ce cas, il est alors possible d'appliquer un facteur de 50 sur la NOEC sur *Cyclotella menghiniana*.

$$\underline{\text{PNEC}_{\text{locale estuaire moyen}} = 10,4/50 = 0,208 \mu\text{g L}^{-1}}$$

- ✓ PNEC_{locale} pour l'estuaire aval

Dans la partie aval de l'estuaire, deux niveaux trophiques, algues et crustacés, sont renseignés et trois NOEC sont disponibles : deux pour l'algue et une pour les crustacés. L'argumentaire pour justifier le choix du facteur d'extrapolation est le même que pour l'estuaire moyen.

En l'absence de données aiguës, un facteur de 50 s'applique à la plus faible NOEC :

$$\underline{PNEC_{\text{locale estuaire aval}} = 14/50 = 0,280 \mu\text{g L}^{-1}}$$

3.4. Discussion

Le TGD n'a pas été rédigé dans une finalité d'estimation du risque *in situ* dans des conditions environnementales complexes. De nombreux critères écologiques tels que la biodisponibilité, l'exposition à des mélanges complexes de contaminants, la sensibilité de certains milieux, particulièrement en terme de spécificités locales (espèces indigènes) n'est pas explicitement pris en compte par le TGD même si certaines recommandations générales vont dans ce sens. Pour optimiser le TGD et en faire un outil fiable d'observation d'un risque potentiel dans un milieu contaminé, un certain nombre d'hypothèses et de pistes de recherche doivent être testées, notamment l'estimation de $PNEC_{\text{locale}}$ afin d'intégrer les spécificités écologiques du milieu donné. Cette partie de l'étude RiskenSeine a été menée dans l'objectif d'affiner l'analyse du risque afin de diminuer les incertitudes en acquérant des données précises sur les espèces indigènes des différents tronçons de l'estuaire. Dans tous les cas, le faible nombre de données d'écotoxicité a été pénalisant puisqu'il induit une surestimation du risque par l'intervention de facteurs d'extrapolation relativement élevés. De fait d'un nombre insuffisant de données, le biais introduit par l'application de facteurs d'extrapolation élevé peut aboutir à des valeurs de $PNEC$ de l'ordre du ng L^{-1} , qui dans bien des cas se trouvent en dessous des seuils de détection des méthodes analytiques (c'est le cas du TBT dont la $PNEC$ est de $0,2 \text{ ng L}^{-1}$).

Une partie du projet RiskenSeine a consisté à appliquer la méthodologie d'évaluation des effets en suivant la méthodologie du TGD afin d'aboutir à 3 valeurs de $PNEC_{\text{locale}}$ pour l'atrazine, spécifiques des trois tronçons de l'estuaire de la Seine, et de comparer les résultats obtenus avec la $PNEC_{\text{générique}}$ de l'atrazine proposée par l'Europe dans le contexte de la DCE afin de vérifier si les $PNEC_{\text{locale}}$ sont plus pertinentes, dans l'état actuel des connaissances, que la $PNEC_{\text{générique}}$. Malgré des données issues de travaux distincts et acquises sur des espèces différentes, les $PNEC_{\text{locale}}$ calculées pour chacun des 3 tronçons

montrent des valeurs très proches : 0,30, 0,21 et 0,28 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour, respectivement, l'estuaire amont, l'estuaire moyen et l'estuaire marin. Ces valeurs sont tout à fait comparables à la PNEC de l'atrazine telle qu'elle est proposée par les experts européens dans le contexte de la DCE (0,60 $\mu\text{g L}^{-1}$). **Compte tenu de la grande variabilité des facteurs d'extrapolation (3 voire 4 ordres de grandeur) préconisés par la TGD, les PNEC_{locale} calculées pour les 3 tronçons sont tout à fait cohérentes ensemble et avec la PNEC proposée dans le contexte de la DCE. Par ailleurs, les facteurs d'extrapolation élevés qui ont été appliqués pour l'estimation des PNEC_{locale} (100. 50 et 50, pour respectivement, l'estuaire amont, l'estuaire moyen et l'estuaire marin) montrent qu'on n'améliore pas la pertinence de la PNEC proposée par l'Europe si on considère que plus le facteur d'extrapolation est faible, plus la valeur de la PNEC se rapproche de valeurs pertinentes pour le milieu, (le facteur d'extrapolation étant de seulement 10 pour la PNEC générique de l'atrazine). Cette cohérence dans les valeurs conforte la pertinence de la méthodologie du TGD dans le calcul des PNEC y compris dans une approche *in situ*, d'autres exercices sur des substances différentes seraient nécessaires pour conforter la méthodologie du TGD dans ce type d'approche.**

Mais ces conclusions sur la pertinence du TGD dans le calcul des PNEC restent à pondérer, l'exercice n'ayant pu être mené que sur une seule substance pour laquelle les informations étaient disponibles et validées.

Même lors de la construction de la banque de données d'écotoxicité de l'atrazine l'absence d'informations pour une partie importante des espèces sélectionnées est apparue. Il faut garder à l'esprit que le mode d'action toxique de la substance détermine souvent le choix de l'espèce sur laquelle les données seront acquises. Le mode d'action de l'atrazine, herbicide à large spectre, a priorisé le choix d'espèces phytoplanctoniques (et d'espèces zooplanctoniques qui s'en nourrissent) chez la plupart des écotoxicologues quand le risque sur les espèces vertébrées est considéré comme faible pour cette molécule. En revanche les références bibliographiques sur les effets des PAH et des PCB sont majoritairement axées sur les espèces qui bioconcentrent (mollusques) ou qui bioaccumulent (poissons) alors qu'elles sont presque inexistantes sur les premiers maillons de la chaîne trophique.

Cette logique du choix de l'espèce exposée justifie en grande partie l'absence de données valides sur la plupart des contaminants. Tant que ce manque d'information ne sera pas comblé, l'estimation des valeurs seuils d'écotoxicité dans le milieu restera très

critiquable particulièrement sur une zone où le gradient de salinité modifie considérablement la structure des écosystèmes et le comportement biogéochimique des contaminants.

Enfin l'exercice que nous avons mené se heurtait, dans ses concepts, aux arguments qui ont amené à développer la méthodologie du TGD dont l'un des objectifs est d'aboutir à l'estimation de seuils environnementaux malgré l'absence de données pour chacun des maillons d'une chaîne trophique simplifiée.

3. 5. Réponses alternatives à la question du risque chimique *in situ*

Les critiques adressées aux approximations du TGD sont dues à la fois au manque de données d'écotoxicité sur une partie importante des substances chimiques et aussi parce que le modèle TGD conduit à la simplification et à la réduction de la complexité des mécanismes naturels qui régissent les écosystèmes. Vouloir contourner l'absence de données pour de nombreuses substances, notamment de données d'écotoxicité, par l'utilisation d'un modèle simplifié, unique et commun à l'ensemble des substances chimiques, constitue une aberration sur le plan biogéochimique et écologique, qui ne permet pas de répondre à la question légitime du risque environnemental. Enfin le TGD gère le risque substance par substance alors que la question du risque est posée par l'exposition de l'écosystème à un cocktail complexe de substances et le TGD répond mal à cette question.

Il semble qu'en fractionnant la question générique « Y a t'il un risque pour l'environnement ? » en questionnements particuliers ou spécifiques en fonction des usagers de l'estuaire de la Seine, des réponses simples adaptées à la nature et aux besoins du questionneur sont possibles. Un premier constat réalisé lors de travaux d'enquête d'opinion (dans le cadre du programme scientifique Seine Aval) a montré que les gestionnaires, les utilisateurs, les observateurs, les bénéficiaires et les riverains de l'estuaire sont très sensibles à la question de la contamination et à son impact sur leur territoire (l'estuaire). Mais la perception du risque qu'ont ces différents acteurs de l'estuaire n'est pas la même pour tous et leurs attentes quant aux informations apportées par une étude d'évaluation des risques sont aussi différentes. Ainsi, les réponses ou les informations apportées par une étude de risque peuvent être adaptées pour chacun des acteurs du milieu et on peut supposer que les outils utilisés seront différents et fonction de la nature de la question et des besoins du questionneur. Pour illustrer cette question du

risque environnemental, nous avons retenu 3 acteurs de l'estuaire pour lesquels le niveau d'exigence vis à vis de la question du risque et les réponses attendues sont différentes :

- a) Le gestionnaire : il peut s'agir de toute autorité ayant en charge l'application et le respect des réglementations en vigueur (notamment l'application de la Directive Cadre sur l'Eau),
- b) Le pêcheur : il est conscient d'une contamination du fleuve et de l'estuaire, son interrogation professionnelle touche au maintien de la ressource en général et des espèces qu'il exploite plus particulièrement,
- c) Le scientifique : il connaît les relations complexes qui gèrent le devenir des contaminants et le fonctionnement de l'écosystème, il privilégie une approche écosystémique du risque.

3.5.1 Le risque environnemental du point de vue gestionnaire

Les préoccupations du gestionnaire sont axées sur le respect d'obligations légales. Le gestionnaire veille à ce que les seuils en vigueur soient respectés mais il n'est pas de son ressort de discuter la méthodologie qui a fourni les normes. Pour ce qui le concerne dans l'application de la Directive Cadre sur l'Eau, le TGD est un outil précieux qui détermine les bornes d'un bon ou d'un mauvais état des eaux et qui lui permettent de statuer simplement sur la qualité d'un milieu vis à vis d'une substance chimique. Pour le gestionnaire qui n'est pas forcément de culture scientifique, les étapes de construction de l'outil TGD relèvent de l'expertise scientifique amont.

3.5.2 Le risque environnemental du point de vue du pêcheur

A la question du pêcheur « Y a t'il un risque pour l'espèce ou les espèces que je prélève dans le milieu », la réponse est sensiblement plus complexe. Elle nécessite d'être replacée dans un contexte plus large de « risque écologique » qui prendrait en compte les risques liés aux aménagements de l'estuaire (extension des zones construites, diminution des zones de nourricerie des juvéniles, modifications hydrodynamiques etc...), les risques liés à l'introduction d'espèces invasives (en compétition avec les espèces indigènes exploitées) et les risques liés à l'exploitation même de la ressource (surpêche). D'autre part, il n'est pas possible d'isoler de son environnement l'espèce commerciale exploitée,

notamment des impacts potentiels sur les producteurs primaires à la base du réseau trophique. Si il n'y a pas d'impact direct attendu de l'atrazine sur les populations de crevettes grises (*Crangon crangon*) ou de bar (*Dicentrarchus labrax*) compte tenu des seuils écotoxiques de l'atrazine sur ces espèces ($CL_{50} = 10\ 000 - 33\ 000\ \mu\text{g L}^{-1}$ chez la crevette grise et de 200 à 10000 $\mu\text{g L}^{-1}$ chez les poissons) et des valeurs environnementales relevées pour l'atrazine (de l'ordre du $\mu\text{g L}^{-1}$), l'hypothèse d'un effet lié à une atteinte du phytoplancton et à une perturbation de la chaîne trophique de ces deux espèces est posée. Néanmoins, le bon état du stock estuarien du copépode *Eurytemora affinis*, qui constitue le fourrage essentiel de la crevette grise et du bar dans leurs phases juvéniles, semble infirmer l'hypothèse d'un impact important sur les populations de phytoplancton que le copépode consomme. Si il est très difficile de faire la part des responsabilités entre les perturbateurs du milieu (aménagement, pollution, surpêche, espèces exogènes), la capture par la pêche est un élément mesurable (en tonnes débarquées) qui peut être comparé à l'estimation des stocks existant d'une espèce dans l'estuaire. On a pu observer dans le cas de plusieurs espèces commerciales, dans d'autres régions de l'océan atlantique, que la pêche était souvent le paramètre déterminant dans la diminution des stocks. Seule une étude au cas par cas pour chacune des espèces exploitées pourrait renseigner sur l'influence de la contamination sur la variabilité des stocks mais les outils permettant de prendre en compte l'influence d'autres paramètres, à la fois naturels et d'origine humaine (aménagement et pêche) sont encore à développer.

3.5.3 Le risque environnemental du point de vue du scientifique

C'est probablement de ce point de vue que l'exigence est la plus grande et la critique du TGD la plus forte. Les faiblesses du TGD sont déclinées dans le paragraphe 3.3. Elles mettent en exergue la complexité des relations entre substances et milieu à la fois dans leurs aspects biogéochimiques et écotoxicologiques. La très grande variabilité des comportements des substances chimiques dans le milieu en fonction de leurs propres caractéristiques, solubilité, partition entre phases solide (particules, sédiment) et liquide (colonne d'eau), biodégradation, biodisponibilité, bioaccumulation est prise en compte de manière minimale par le TGD et les valeurs par défaut qu'il propose masquent une variabilité qui peut osciller de 1 à 10^3 et qui fragilisent les résultats dans la même proportion. Enfin toute une réalité de terrain, notamment les effets liés à l'exposition à de

multiples contaminants, n'est pas abordée par le TGD. En conclusion, les scientifiques suggèrent de développer une meilleure connaissance des processus biogéochimiques qui gèrent le devenir des substances chimiques dans le milieu, y compris dans les organismes, et d'acquérir les données d'écotoxicité qui manquent, au moins dans un premier temps vis à vis des substances considérées comme dangereuses prioritaires à l'échelle des eaux européennes.

3.6. CONCLUSIONS

Le TGD offre une méthodologie adoptée et partagée au niveau européen et qui permet d'évaluer le risque chimique d'une substance pour l'environnement. Le TGD est un modèle de calcul du risque environnemental, comme toute modélisation il est réducteur au regard de la complexité environnementale et pour cette raison le TGD est contesté par une partie de la communauté scientifique des écotoxicologues. Cette étude a permis de montrer les difficultés qui existent pour appliquer cette méthode *in situ* à un milieu naturel contaminé. L'exemple de l'atrazine montre que le TGD n'est pas aussi aberrant dans l'estimation de seuils environnementaux et que c'est le manque de données sur le comportement et les effets d'une substance qui sont en cause et non la méthodologie du TGD. Mais le seul exemple de l'atrazine n'est pas suffisant pour démontrer la pertinence entière du TGD. Il y a donc nécessité à développer des expérimentations permettant que combler les manques qui fragilisent la pertinence du TGD. Sur le plan méthodologique, le TGD est une procédure dynamique et tout élément susceptible de l'améliorer peut et doit être pris en compte puisque que la révision du TGD est inscrite dans le TGD lui même.

4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abarnou A.**, (2010) - Utilisation d'espèces halieutiques exploitées comme indicateurs de la contamination chimique en zone littorale. <http://archimer.ifremer.fr/doc/00014/12475/9315.pdf>
- Abarnou A., Duchemin J.** (2008) - Distribution et Devenir de Contaminants Persistants dans les Ecosystèmes Littoraux. Comparaison Manche Ouest Manche Est - Etude Ifremer-AESN. <http://archimer.ifremer.fr/doc/2008/rapport-6148.pdf>
- AESN**, (2008) - Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du Bassin Seine-Normandie
- Afssa** (2000) - Enquête (INCA) individuelle et nationale sur les consommations alimentaires CREDOC, AFSSA Min. Agriculture et Pêche, (2000) Volatier J.L., Coord., Ed. TEC & DOC, 158 p.
- Afssa** (2003) - Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à une demande d'avis sur l'évaluation des risques présentés par le benzo(a)pyrène (B(a)P) et par d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), présents dans diverses denrées ou dans certaines huiles végétales, ainsi que sur les niveaux de concentration en HAP dans les denrées au-delà desquels des problèmes de santé risquent de se poser.
- Afssa** (2006) - Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à l'évaluation des risques liés à la présence de retardateurs de flamme bromés dans les aliments.
- Afssa** (2003) - Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à l'évaluation des risques sanitaires qui pourraient résulter de la contamination des produits de la mer destinés à la consommation humaine, suite au naufrage du pétrolier Prestige.
- Anses** – (2011) Campagne nationale d'occurrence des composés alkyls perfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine. Anses Nancy Laboratoire d'hydrologie de Nancy Edition scientifique mai 2011 <http://www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/rap0511.pdf>
- Amiard, J.-C., Amiard-Triquet, C. et Metayer, C.** (1985). *Experimental Study of Bioaccumulation, Toxicity and Regulation of Some Trace Metals in Various Estuarine and Coastal Organisms*. Heavy Metals in Water Organisms. Symposia Biologica Hungarica 29.
- Anses** (2011 b-1) - Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2) Tome 1 Contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques, persistants, mycotoxines, phytoestrogènes Edition scientifique juin 2011 <http://www.anses.fr/Documents/PASER2006sa0361Ra1.pdf>
- Anses** (2011 b-2) - Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2) Tome 2 Résidus de pesticides, additifs, acrylamide, hydrocarbures aromatiques Edition scientifique juin 2011 <http://www.anses.fr/Documents/PASER2006sa0361Ra2.pdf>
- Apitz S., Elliott M., Fountain M., Galloway T.**, (2005) - European environmental management: Moving to an ecosystem approach. *Integrated Environmental Assessment and Management*. Vol 2 n°1 pp. 80-85.
- Arnal, O.** (2001). Recherche bibliographique préliminaire de données écotoxicologiques sur quelques espèces d'estuaire en vue de l'élaboration d'une PNEC estuarienne. *Toulon, rapport Ifremer: 41.p.*
- Bessineton, C., Morin, J., Duval, P. et Fiant, L.** (1995). *Synthèse des connaissances sur l'estuaire de la Seine. La pêche. Partie 5*. Plouzané, Ifremer et Port Autonome du Havre: 157 p.

- Bodin N, Abarnou A, Fraisse D, Defour, S., Loizeau, V., Le Guellec, A.-M., Philippon, X;** - (2007) PCB, PCDD/F and PBDE levels and profiles in crustaceans from the coastal waters of Brittany and Normandy (France). – *Mar. Pollut. Bull.* **54**(6): 657-668
- Bodin N, Abarnou A, Le Guellec A-M, Loizeau V., Philippon.** (2007) - Organochlorinated contaminants in decapod crustaceans from the coasts of Brittany and Normandy (France). *Chemosphere* **67**(9): S36-S47 Sp. Iss.
- Bodin, N., et al.** (2004). - PCBs, PCDD/FS and PBDEs in crustaceans from different french coastal sites. (Dioxin2004) *Organohalogen Compounds* **66**: 1733-1738.
- Boulon A.I.,** (2008).- Sélection d'espèces pour une analyse du risque chimique environnemental en Estuaire de Seine. Rapport Interne Ifremer 60p.
- Bragigand V.,** (2005). – Recherches écotoxicologiques sur les retardateurs de flamme bromés dans les écosystèmes estuariens (Loire et Seine) *Thèse Univ Nantes*
- Burgeot, T., Minier, C., Bocquené, G., Vincent, F., Cachot, J., Loizeau, V., Jaouen, A., Miramand, P., Guyot, T., Lesueur, P., Rochard, E. et Boet, P.** (1999). *Des organismes sous stress*. Programme scientifique Seine Aval, Fascicule 14. Plouzané, Ifremer: 35.
- Cailleaud, K., Forget-Leray, J., Souissi, S., Hilde, D., LeMenach, K. et Budzinski, H.** (2007). *Seasonal variations of hydrophobic organic contaminant concentrations in the water-column of the Seine Estuary and their transfer to a planktonic species Eurytemora affinis (Calanodda, copepoda). Part 1: PCBs and PAHs.* *Chemosphere* **70**(2): 270-280.
- Chaler, R., et al.** (2004). - Identification and quantification of n-octyl esters of alkanolic and hexanoic acids and phthalates as urban wastewater markers in biota and sediments from estuarine areas. *J. of Chromatogr. A* **1046**: 203-210.
- Chiffolleau J.-F.**(2001) La contamination métallique *Fascicule Seine Aval N°8, 39p.*
- Claissé D., Le Moigne M., Durand G. et Beliaeff B.** (2006) - Ligne de base : les contaminants chimiques dans les huîtres et les moules du littoral français. Bull RNO
- Corsolini S., Guerranti C., Perra G., Focardi S.,** (2008) – Polybrominated diphenyl ethers, perfluorinated compounds and chlorinated pesticides in swordfish (*Xiphias gladius*) from the Mediterranean Sea. *Environ. Sci. Technol.*, **(42)**12: 4344-4349
- Cossa D., Auger D., Averty B., Luçon M., Masselin P., Noel J.** (1990) - Niveaux de concentration en métaux, métalloïdes et composés organochlorés dans les produits de la pêche côtière française, IFREMER, 1990
- Costil, K., Dauvin, J.-C., Duhamel, S., Hocdé, R., Mouny, P. et de Roton, G.** (2002). *Patrimoine biologique et chaîne alimentaire*. Programme scientifique Seine Aval, Fascicule 7. Plouzané, Ifremer: 47.
- Culshaw, C., Newton, L. C., Weir, I. et Bird, D. J.** (2002). Concentrations of Cd, Zn and Cu in sediments and brown shrimp (*Crangon crangon* L.) from the Severn Estuary and Bristol Channel, UK. *Marine Environmental Research* **54**(3-5): 331-334
- Dauvin J.C. et al,** (2002) - Patrimoine biologique et chaînes alimentaires. *Fascicule Seine-Aval N°7*, pp 6-27.
- De Boer J. et al.,** (2003) - Polybrominated diphenyl ethers in influents, suspended particulate matter, sediments, sewage treatment plant and effluents and biota from the Netherlands. *Environ. Poll.* **122**: 63-74.

- Duhamel, S., Gouneau, N., Lefrançois, T., Mayot, S., Perrot, Y. et Feunteun, E. (2004).** Thème 4: Distribution longitudinale de l'ichtyofaune dans l'estuaire dulçaquicole et comparaison de différents types d'habitats - l'Eperlan d'Europe, synthèse des connaissances et premiers résultats sur la croissance et la reproduction dans l'estuaire de la Seine, *Groupement d'Intérêt Public Seine-Aval*: 53 p.
- E.C. 2003.** Technical Guidance Document on risk assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) N°1488/94 on Risk Assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II.
- ECETOC, 2008.** Workshop Report No. 15. Workshop on the probabilistic approaches for marine hazard assessment. <http://www.ecetoc.org/risk-hazard-and-precaution>
- EFSA (2005)** - Avis du groupe scientifique sur les contaminants de la chaîne alimentaire[CONTAM] relatif à la présence de polychlorobiphényles (PCB) autres que ceux de type dioxine dans l'alimentation humaine et les aliments pour animaux Parma, Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA).
- EFSA (2008)** - Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food chain on Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts, The EFSA Journal; **653**, 1-131
- Ericson I., Cid R. M., Nadal M., Van Bavel B., Lindström G., Domingo J.L., (2008)** - Human Exposure to Perfluorinated Chemicals through the Diet: Intake of Perfluorinated Compounds in Foods from the Catalan Market. *J. Agric. Food Chem.* **56**: 1787–1794
- Ferrara, F., et al. (2005)** - Alkylphenols and alkylphenol ethoxylates contamination of crustaceans and fishes from the Adriatic Sea (Italy). *Chemosphere* **59**: 1145-1150.
- CIRCA**, <http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/home>
- Garnier, J., Billen, G. et Coste, M. (1995).** *Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: Observations and modeling.* Limnology and Oceanography 40(4): 750-765.
- Guerit I., Bocquené G., (2006)** - Analyse du risque environnemental lié à la contamination chimique en estuaire de Seine. Synthèse des travaux. Ifremer, Nantes, 34p
- Guerit I., Bocquené G., (2008)** - Environmental risk assessment : a critical approach of the European TGD in an *in situ* application. *Ecotoxicology and Environmental safety* 71 291-300.
- Guézennec, L. (1999).** *Hydrodynamique et transport en suspension du matériel particulaire fin dans la zone fluviale d'un estuaire macritidal : l'exemple de l'estuaire de la Seine (France).* Thèse de Doctorat Université de Rouen: 237.
- Harrison P. et al. (1997)** - Reproductive health effects in humans and wildlife: are adverse trends associated with environmental chemical exposure? *Sc. Tot. Environ.* 205: 97-106
- Hein M. et al., (2010)** - Key findings and recommendation for reaching the EU Water Framework Directive's quality objectives. *Umweltwiss Schadst Forsch* 22:217-228
- Hites R. – (2004)** - Polybrominated diphenyl ethers in the environment and in people: a meta analysis of concentrations. *Environ. Sci. Technol.*, **38** (4): 945-956

- Hites R.A., Foran J.A., Carpenter D.O., Hamilton M.C., Knuth B.A., Schwager S.J.**, (2004) - Global assessment of organic contaminants in farmed salmon. *Science*, **303**: 226-229.
- Horbowa, K.** (2001). *Fish larvae as food for age group 1 smelt *Osmerus eperlanus* (L.) in the Vistula Lagoon in spring 1998 and 1999*. Bulletin of the Sea Fisheries Institute 2(153): 63-68.
- Hu, J., et al.** (2005) - Trophodynamic behavior of 4-nonylphenol and nonylphenol polyethoxylate in marine aquatic food web from Bohai Bay, North China: comparison to DDTs. *Environ. Sc. Technol.* 39: 4801-4807.
- Johansson I., Moisan K., Guiot N., Truquet I., Munsch C., Tronczyński J.**, (2006) - Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in mussels from selected French coastal sites: 1981–2003. *Chemosphere*, **64**(2): 296-305
- Lachambre M., Fisson C.**, (2007) - La contamination chimique : quel risque en Estuaire de Seine ? Rapport du GIP Seine aval.
- Leblanc J. Ch.** (coord) (2006). - Etude des consommations Alimentaires de produits de la mer et Imprégnation aux éléments traces Polluants et Omega. AFSSA-INRA-Ministère agriculture et Pêche 160 p
- Lin, Z.-P., et al.** (2003). - Determination of phthalate ester congeners and mixtures by LC/ESI-MS in sediments and biota of an urbanized marine inlet. *Environ. Sc. Technol.* **37**: 2100-2108.
- Lye, C. M., et al.** (1999) - Estrogenic alkylphenols in fish tissues, sediments and waters from the U.K. Tyne and Tees estuaries. *Environ. Sc. Technol.*; **33**: 1009-1014.
- Mackintosh, C., J. et al.** (2004). - Distribution of phthalate esters in a marine aquatic food web: comparison to polychlorinated biphenyls. *Environ. Sc. Technol.* **38**: 2011-2020.
- Marchand M., et Tissier C.**, (2005) - Analyse du risque chimique en milieu marin. L'approche méthodologique européenne. Ed. QUAE/Ifremer, 126p.
- Marchand M., et Tissier C.**, (2006.) - Evaluation du risque chimique dans l'environnement marin : exemple d'application aux installations industrielles du Nord-Cotentin. Hydroecol. Appl. 15 pp43-85
- McLachlan, M. S., K. E. Holmstrom, et al.** (2007) - Riverine discharge of perfluorinated carboxylates from the European continent. *Environ. Sc. Technol.* **41**(21): 7260-7265.
- Miniana A., Romana L.A.**, (2002) - Evaluation des risques chimiques en milieu estuarien: partie "effets biologiques". Bilan des données écotoxicologiques et exercice d'application du Technical Guidance Document en estuaire de Seine. Rapport Interne Ifremer, Toulon, 128p
- Mortimer D.N. , Gelm M., Clarke D.B., Lloyd A.S., Hird S.**, (2009) - PFOS, PFOA and other fluorinated organic chemicals in food. *Dioxin2009*
- Morin, J., Riou, P., Lemoine, M., Le Pape, O., Bessineton, C., Vedieu, C. et Simon, S.** (1999). *Etude des nourriceries de la baie de Seine orientale et de l'estuaire de la Seine. Synthèse des connaissances. Identification d'une nourricerie en estuaire de Seine. Analyse de la fonctionnalité de l'estuaire comme nourricerie*: 74 pages

- Mouny, P.** (1998). *Structure spatio-temporelle du zooplancton et du suprabenthos de l'estuaire de Seine. Dynamique et rôle des principales espèces dans la chaîne trophique pélagique.*
- Mouny, P. et Dauvin, J.-C.** (2002). *Environmental control of mesozooplankton community structure in the Seine estuary (English Channel).* *Oceanologica Acta* 25(1): 13-22.
- Munschy C., Héas-Moisan K., Venisseau A., Veyrand B.** (2011) - PBDEs, HCBs and PFCs in marine shellfish, levels, and patterns along the French. *Dioxin 2011*
- Nakata H., Kannan K., Nasu T., Cho H.S., Sinclair E., Takemura A.** - (2006) - Perfluorinated contaminants in sediments and aquatic organisms collected from shallow water and tidal flat areas of the Ariake Sea, Japan: environmental fate of perfluorooctane sulfonate in aquatic ecosystems. *Environ. Sci. Technol.*, **40**(16): 4916-4921
- Nania V., Pellegrini G.E., Fabrizi L., Sesta G., De Sanctis P., Lucchetti D., Di Pasquale M., Coni E.**, (2009) - Monitoring of perfluorinated compounds in edible fish from the Mediterranean Sea. *Food Chemistry*, **115**: 951-957
- Nisbet I.C. et LaGoy P.K.** (1992) - Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Regul Toxicol Pharmacol.* **16**(3):290-300
- Noren K., Meironyte D.**,(2000) - Certain organochlorine and organobromine contaminants in Swedish human milk in perspective of past 20-30 years. *Chemosphere* **40**: 1111-1123
- Ospar** (2009) - Background document on co-ordinated Environmental Monitoring Programme, CEMP 2009
- Paasche, E.** (1975). The Influence of Salinity on the Growth of Some Plankton Diatoms from Brackish Water. *Norwegian Journal of Botany* 22(3): 209-215
- Preston B.L.**, (2002) - Indirect effects in aquatic ecotoxicology: Implications for Ecological Risk Assessment. *Environ. Management.* **29** (3) pp 311-323
- Quéro, J.-C. et Vayne, J.-J.** (1997). *Les poissons de mer des pêches françaises. Identification, inventaire et répartition des 209 espèces.* Lausanne, Delachaux et Niestlé / Ifremer.
- Raimondo, S., D.N. Vivian, and M.G. Barron,** (2010) - Web-based Interspecies Correlation Estimation (Web-ICE) for Acute Toxicity: User Manual. Version 3.0. EPA/600/R-10/004. Gulf Breeze, FL.
- Ramu K., et al.** (2007) - Asian Mussel Watch Program: Contamination status of Polybrominated Diphenyl Ethers and organochlorines in coastal waters of Asian countries. *Environ. Sci. Technol.* **41**: 4580- 586
- Rochard, E., Boet, P., Castelnaud, G., Gauthiez, F., Bigot, J.-F. et Ballion, B.** (1997). *Premier inventaire ichtyologique de la partie basse de la Seine.* Rapport Final du Programme Scientifique Seine aval. Cemagref, Groupement de Bordeaux et d'Antony: 8-31.
- Schuetze A., Heberer T., Effkemann S., Juergensen S.** (2010) - Occurrence and assessment of perfluorinated chemicals in wild fish from Northern Germany. *Chemosphere* **78** : 647-652
- Sellstrom U., A. Bignert, A. Kierkegaard, L. Haggberg, C.A. de Wit, M. Olsson and B. Jansson,** (2003) - Temporal trend studies on tetra- and pentabrominated diphenyl ethers and hexabromo-cyclododecane in guillemot egg from the Baltic Sea, *Environ. Sci. Technol.* **37**(24): 5496-5501

- Snyder, S., et al.** (2001) - Identification and quantitation method for nonylphenol and lower oligomer nonylphenol ethoxylates in fish tissues. *Environ. Toxicol. and Chem.* **20**(9): 1870-1873.
- Szaniawska, A.** (1985). Toxic effect and accumulation of cadmium by common shrimp (*Crangon crangon*, Decapoda, Natantia). *Oceanologia* **22**: 51-62.
- Tapie N.** (2006) - Contamination des écosystèmes aquatiques par les PCB et PBDE : Application à l'estuaire de la Gironde Thèse Univ Bordeaux
- Thébaud, O., Boncoeur, J., Curtil, O., Guyader, O., Jezequel, M., Martin, A., Soulié, J.-C. et Tétard, A.** (2003). "Conséquences économiques de l'évolution de l'environnement dans l'estuaire de la Seine sur la pêche professionnelle". Rapport Final du Projet. Programme Seine-Aval II, Ifremer: 177.
- Van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld, A. T., Brunstrom, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, J. P., Hanberg, A., Hasegawa, R., Kennedy, S. W., et al.** - (1998) - Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Health Perspect.*, **106**: 775-792.
- Van den Berg M., Birnbaum L.S., Denison M., De Vito M., Farland W., Feeley M., Fiedler H., Hakansson H., Hanberg A., Haws L., Rose M., Safe S., Schrenk D., Tohyama C., Tritscher A., Tuomisto J., Tysklind M., Walker N., Peterson R.E.,** (2006) - The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds, *Toxicological Sciences*, **93**(2): 223-241
- Verdonck F.A.M., Van Sprang P.A., Vanrolleghem P.A.,** (2005) - Uncertainty and precaution in European environmental risk assessment of chemicals. *Water Science and Technology.* **52**(6): 227-234
- Vethaak, D., J. Larh, et al.** (2005) - An integrated assessment of estrogenic contamination and biological effects in the aquatic environment of the Netherlands. *Chemosphere* **59**: 511-524.
- Videau, C., Ryckaert, M. et L'elguen, S.** (1998). Phytoplankton en baie de seine. Influence du panache fluvial sur la production primaire. *Oceanologica acta* **21**(6): 907-921
- Vighi M., Finizio A., Villa S.,** (2006). - The evolution of the Environmental Quality Concept: From the US EPA Red Book to the European Water Framework Directive. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **13**(1) 9-14
- Villa S., Vighi M., Casini S., Focardi S.,** (2003) - Pesticide risk assessment in a lagoon ecosystem. Part 2: effect assessment and risk characterization. *Environ. Toxicol. Chem.*, **22**, 936-942
- Voorspoels, S., A. Covaci, et al.** (2003) - Polybrominated diphenyl ethers in marine species from the Belgian North Sea and the Western Scheldt Estuary: Levels, profiles, and distribution. *Environ. Sci. Technol.* **37**(19): 4348-4357.
- Vu Do, Q. et Houssemaine, J.** (1979). *Etude qualitative et quantitative du phytoplancton dans l'estuaire de la Seine. SAUM estuaire de Seine : algues*: 80 p
- Wenzel, A., et al.** (2004) - Retrospective monitoring of alkylphenols and alkylphenol monoethoxylates in aquatic biota from 1985 to 2001: Results from the German environmental specimen bank. *Environ. Sc. and Technol.* **38**: 1654-1661
- Règlement (CE) N° 1881/2006** de la Commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:364:0005:0024:FR:PDF>

Règlement (CE) N° 629/2008 de la Commission du 2 juillet 2008 modifiant le règlement (CE) N° 1881/2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:173:0006:0009:FR:PDF>

Crédit photo couverture : GIP Seine-Aval, C. Bertolone
Pour tout renseignement, veuillez contacter la coordination scientifique : cdegremont@seine-aval.fr

Le GIP Seine-Aval ne saurait être tenu responsable d'évènements pouvant résulter de l'utilisation et de l'interprétation des informations mises à disposition.

Le GIP Seine-Aval est financé par :

