HAL
open science

L'approche économique des politiques de prévention des risques liés à la dégradation de l'environnement et à ses effets sur la santé humaine. Cas d'étude : l'application de l'Analyse Coût Bénéfice en vue de réduire l'exposition au plomb et au méthylmercure dans la population infantile française

Céline Dudoy-Pichery

To cite this version:

Céline Dudoy-Pichery. L'approche économique des politiques de prévention des risques liés à la dégradation de l'environnement et à ses effets sur la santé humaine. Cas d'étude : l'application de l'Analyse Coût Bénéfice en vue de réduire l'exposition au plomb et au méthylmercure dans la population infantile française. Médecine humaine et pathologie. Université de Lorraine, 2012. Français. NNT : 2012LORR0134 . tel-01749761

HAL Id: tel-01749761

https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01749761v1

Submitted on 29 Mar 2018

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITÉ DE LORRAINE

AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4
Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10
http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php
http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm

Ecole Doctorale BioSE (Biologie-Santé-Environnement)

THESE

Présentée et soutenue publiquement pour l'obtention du titre de DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LORRAINE ET DE L'ECOLE DES HAUTES ETUDES EN SANTE PUBLIQUE

Mention : « Sciences de la Vie et de la Santé »

par Céline DUDOY-PICHERY

L'approche économique des politiques de prévention des risques liés à la dégradation de l'environnement et à ses effets sur la santé humaine

Cas d'études : l'application de l'Analyse Coût Bénéfice en vue de réduire l'exposition au plomb et au méthylmercure dans la population infantile française

Date de la soutenance : 12 Novembre 2012

Membres du Jury :
Rapporteurs : **Olivier Chanel, Directeur de Recherches CNRS, Université d'Aix Marseille**
Gwenaëlle Vidal-Trécan, Professeur, Université Paris Descartes

Examinateurs : **Denis Zmirou-Navier, Professeur, Université de Lorraine**
Philippe Hartemann, Professeur, Université de Lorraine, directeur
Martine Bellanger, Professeur EHESP, co-directeur
Luc Baumstark, Maîtres de Conférences, Université Lyon 2

Membre invité : Philippe Grandjean, Professeur, Harvard, School of Public Health

UMR S 954-NGERE, Université Henri Poincaré-Nancy 1/
Département des Sciences Humaines, Sociales et des Comportements de Santé, EHESP-Rennes

Ecole Doctorale BioSE (Biologie-Santé-Environnement)

THESE

Présentée et soutenue publiquement pour l'obtention du titre de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LORRAINE ET DE L'ECOLE DES HAUTES ETUDES EN SANTE PUBLIQUE
Thèse préparée dans le cadre du réseau doctoral en santé publique animé par l'EHESP

Mention : « Sciences de la Vie et de la Santé »

par Céline DUDOY-PICHERY

L'approche économique des politiques de prévention des risques liés à la dégradation de l'environnement et à ses effets sur la santé humaine

Cas d'études : l'application de l'Analyse Coût Bénéfice en vue de réduire l'exposition au plomb et au méthylmercure dans la population infantile française

Date de la soutenance : 12 Novembre 2012

Membres du Jury :
Rapporteurs : **Olivier Chanel, Directeur de Recherches CNRS, Université d'Aix Marseille**
Gwenaëlle Vidal-Trécan, Professeur, Université Paris Descartes

Examinateurs : **Denis Zmirou-Navier, Professeur, Université de Lorraine**
Philippe Hartemann, Professeur, Université de Lorraine, directeur
Martine Bellanger, Professeur EHESP, co-directeur
Luc Baumstark, Maîtres de Conférences, Université Lyon 2

Membre invité : Philippe Grandjean, Professeur, Harvard, School of Public Health

UMR S 954-NGERE, Université Henri Poincaré-Nancy 1/
Département des Sciences Humaines, Sociales et des Comportements de Santé, EHESP-Rennes

« L'homme a un droit fondamental à la liberté, à l'égalité et à des conditions de vie satisfaisantes, dans un environnement dont la qualité lui permette de vivre dans la dignité et le bien-être. Il a le devoir solennel de protéger et d'améliorer l'environnement pour les générations présentes et futures ».

Principe 1 de la déclaration finale de la conférence de Stockholm sur l'environnement. Juin 1972

A mes enfants, Anna et Mathilde,

A mon alter ego, Jean-François.

Table des matières

REMERCIEMENTS **11**

VALORISATION DES TRAVAUX DE LA THESE **15**

INTRODUCTION GENERALE **17**

1 LES CONSEQUENCES DU DEVELOPPEMENT ECONOMIQUE SUR L'ENVIRONNEMENT ET LA SANTE HUMAINE **18**

1.1 LE LIEN DE CAUSALITE RECIPROQUE ENTRE LE DEVELOPPEMENT ECONOMIQUE, L'ENVIRONNEMENT ET LA SANTE 19
1.2 LES NOTIONS DE DEVELOPPEMENT DURABLE ET DE CROISSANCE SOUTENABLE 24
1.2.1 La notion de développement durable *24*
1.2.2 La croissance soutenable et l'approche par capitaux *25*
1.3 LES PROCESSUS DE DECISIONS ET D'ACTIONS EN SANTE-ENVIRONNEMENT 26
1.3.1 Au niveau international *26*
1.3.2 Au niveau national *28*
1.3.3 La nécessité d'une approche intersectorielle *30*

2 LE ROLE DE L'EVALUATION ECONOMIQUE : UN INSTRUMENT D'AIDE A LA DECISION EN SANTE-ENVIRONNEMENT **32**

2.1 LE CADRE DE L'ECONOMIE DU BIEN- ETRE ET DE L'OPTIMUM DE SECOND RANG RETENU POUR L'EVALUATION 33
2.1.1 Les approches "welfarist" et "post welfarist" *33*
2.1.2 L'optimum de second rang *36*
2.2 LA RECHERCHE D'UNE METHODE D'EVALUATION ECONOMIQUE ADAPTEE AU DOMAINE DE LA SANTE ENVIRONNEMENTALE 38
2.2.1 Valorisation des résultats de santé et des ressources mobilisées *39*
2.2.2 Les méthodes d'évaluation économique généralistes *44*
2.2.3 Le choix d'une méthode d'évaluation économique adaptée au domaine de la santé et de l'environnement: l'Impact Pathway Analysis (IPA) *46*
2.2.4 L'IPA et le choix de l'Analyse Coût Bénéfice *50*
2.2.5 Peu d'évaluations économiques en santé-environnement en France *56*

LA PROBLEMATIQUE DE LA THESE **58**

LA STRUCTURE DE LA THESE **59**

1 LA POPULATION SELECTIONNEE : LES ENFANTS **61**

1.1 LES CHIFFRES IMPORTANTS DE LEUR VULNERABILITE ET LES ACTIONS MONDIALES 61
1.2 LES PRINCIPALES RAISONS DE LEUR VULNERABILITE 61
1.3 LES ACTIONS CONDUITES EN FRANCE 62

2 LA RELATION SELECTIONNEE **63**

2.1 L'EXPOSITION ENVIRONNEMENTALE CHOISIE : LE PLOMB ET LE MERCURE 63
2.2 LES EVENEMENTS DE SANTE SELECTIONNES : LES TROUBLES COGNITIFS CHEZ LES ENFANTS 63

3 L'IMPACT PATHWAY ANALYSIS DU PLOMB ET DU METHYLMERCURE ET

L'EVALUATION ECONOMIQUE DE LEURS EFFETS 64

3.1 LA MESURE DU RISQUE APPLIQUEE AU PLOMB ET AU METHYLMERCURE 64

3.2 L'ACB DANS L'IPA APPLIQUEE AU PLOMB ET AU METHYLMERCURE : RESULTATS DE LA REVUE DE LITTERATURE 65

3.2.1 Les évaluations économiques des bénéfices et des coûts d'investissements et l'exposition infantile au Plomb 65

3.2.2 L'évaluation économique des bénéfices et des coûts d'investissements et l'exposition infantile au méthylmercure 68

3.2.3 Les approches utilisées dans les évaluations économiques le facteur d'actualisation et la gestion du risque 70

4 LES TRAVAUX EMPIRIQUES DE LA THESE 75

4.1 CAS D'ETUDE 1 : EVALUATION ECONOMIQUE DE L'EXPOSITION AU PLOMB SUR LA SANTE DES ENFANTS FRANÇAIS 75

ARTICLE JOINT: CHILDHOOD LEAD EXPOSURE IN FRANCE: BENEFIT ESTIMATION AND PARTIAL COST-BENEFIT ANALYSIS OF LEAD HAZARD CONTROL 76

4.2 CAS D'ETUDE 2 : IMPACT ECONOMIQUE DE L'EXPOSITION DU METHYLMERCURE SUR LA SANTE DES ENFANTS FRANÇAIS 89

ARTICLE JOINT: ECONOMIC EVALUATION OF HEALTH CONSEQUENCES OF PRENATAL METHYLMERCURY EXPOSURE IN FRANCE 90

4.3 CAS D'ETUDE 3 : ANALYSE COUT-BENEFICE PARTIELLE DE LA REDUCTION DE L'EXPOSITION AU PLOMB DANS LA POPULATION INFANTILE FRANÇAISE. CAS DU REMPLACEMENT DES CANALISATIONS D'EAU CONTENANT DU PLOMB 101

Abstract 102

Contexte 103

Méthodes 104

Résultats 105

Discussion 106

Conclusion 106

Références 107

5 DISCUSSION GENERALE ET PERSPECTIVES 109

5.1 LES AVANTAGES DE L'EVALUATION ECONOMIQUE APPLIQUEE A LA REDUCTION DES RISQUES ENVIRONNEMENTAUX SUR LA SANTE DES ENFANTS 109

5.1.1 Une méthodologie appropriée aux cas d'études 110

5.1.2 La mise en évidence de résultats basés sur l'ACB dans l'IPA 111

5.2 LES LIMITES DE L'EVALUATION ECONOMIQUE 115

5.2.1 Le manque de données et leur transférabilité 115

5.2.2 Comparaison des méthodes du coût de la maladie et de l'évaluation contingente et leurs limites 117

5.2.3 L'utilisation non systématique du facteur d'actualisation 119

5.2.4 Le problème de l'équité et des questions éthiques 120

5.3 LES PERSPECTIVES DE L'EVALUATION ECONOMIQUE EN SANTE-ENVIRONNEMENT 121

5.3.1 Des perspectives de recherche ouvertes par les travaux de cette thèse 121

5.3.2 Une utilisation plus courante de l'ACB en santé environnementale 123

5.3.3 L'évaluation économique et les nouveaux risques 124

LISTE DES ABREVIATIONS 129

ANNEXES 133

REFERENCES 135
RESUME 150
ABSTRACT 150

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à exprimer tous mes remerciements à Madame le Professeur Martine Bellanger, ma directrice de thèse. Son questionnement, son pragmatisme, sa patience, son perfectionnisme et sa rigueur m'ont largement guidée et ont contribué de manière décisive à l'élaboration et à l'achèvement de ce travail.

Je remercie sincèrement Monsieur le Professeur Philippe Hartemann d'avoir accepté de co-diriger cette thèse. Ses conseils avisés et ses encouragements m'ont été précieux au cours de ces trois années de doctorat.

Je voudrais aussi témoigner toute ma reconnaissance à Monsieur le Professeur Denis Zmirou Navier. Son exigence scientifique et ses suggestions éclairées m'ont accompagnée et aidée tout au long de ce travail. Je le remercie aussi de m'avoir intégrée dans l'environnement de recherche de l'Université de Lorraine (UL) et de l'Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique (EHESP) et d'avoir accepté d'examiner ce manuscrit en participant au jury de la thèse.

Je remercie aussi Monsieur Luc Baumstarck, Doyen et Maître de Conférences, d'avoir accepté d'examiner ce travail et de participer au jury de la soutenance.

My warmest thanks are also directed to the Professor Philippe Grandjean. He helped me from the beginning of the PhD in the choice of subject (specifically the choice of two pollutants), but also throughout the development of the articles and this manuscript. I am very happy to have learnt research at his side. His scientific rigor and his specialized knowledge on methylmercury toxicity, his openness, his very positive encouragement helped me a lot throughout these years of PhD and I am very grateful. And I thank him for having accepted the invitation to participate in the jury of the thesis.

J'adresse toute ma gratitude aux rapporteurs de la thèse, Madame le Professeur Gwenaëlle Vidal-Trécan et Monsieur le Professeur Olivier Chanel de me faire l'honneur de consacrer de leur temps précieux à la lecture de ce manuscrit.

Par ailleurs ce travail doit beaucoup à de nombreux échanges et rencontres :

En particulier, Monsieur le Professeur Philippe Glorennec, Chercheur à l'Institut de Recherche sur la Santé, l'Environnement et le travail (IRSET). Sa disponibilité et ses réponses à mes interrogations m'ont procuré une aide utile dans la compréhension des données d'exposition au plomb. Je tiens aussi à remercier Monsieur Philippe Bretin épidémiologiste au département Santé Environnement de l'Institut de Veille Sanitaire (InVS) et Madame Anne Etchevers doctorante à l'InVS de m'avoir reçue et donné des informations sur ce polluant.

Madame le Professeur Sylvaine Cordier, directeur de recherche à l'IRSET, et son adjointe Cécile Chevrier, Madame Nadine Fréry, épidémiologiste à l'InVS, et Monsieur Philippe Verger, directeur de l'unité met@risk à l'Institut National de Recherche Agronome (INRA) m'ont guidée dans la compréhension des données d'exposition au méthylmercure. Tous trois ont bien voulu mettre à disposition des données, des informations précieuses sur ce polluant, et je les remercie d'avoir pris le temps de répondre à mes questions. Les conseils avisés et le supplément d'âme du Professeur Anne Roue Legall, Environnementaliste et spécialiste du méthylmercure au Département Santé

Environnement Travail (DSET) à l'EHESP m'ont aussi été d'une grande aide.

Je souhaite aussi à remercier Monsieur Michel Legros et Monsieur Jean-Marie André ancien et actuel directeurs du Département des Sciences Humaines, Sociales et des Comportements de santé (SHSC) de l'EHESP de m'avoir accueillie au sein de ce département. Un merci tout particulier à Cora Lebreton ancienne statisticienne dans ce département pour nos échanges et nos discussions « SASsiennes et STATAtiennes ». Karine Laboux, Esther Aménytor, France Marchand, Maryse Carlier, Régine Mafféi et Eloise Roux m'ont apporté une aide efficace et je les en remercie.

Je tiens aussi à remercier Monsieur Olivier Thomas et Madame Marie-Aline Bloch ancien et actuelle directeurs du réseau doctoral de l'EHESP, Sarah Kitar, leur adjointe et Maud Subtil, leur assistante, de leur soutien administratif, de leur disponibilité et de leur sympathie.

Je remercie sincèrement Monsieur le directeur de l'Ecole Doctorale Biologie Santé Environnement de l'UL, Jean-Yves Jouzeau, de sa disponibilité et de ses conseils avisés et je remercie son assistante Hélène Primerano de son aide administrative constante et de sa sympathie.

I also thank the "dream team" of Philippe Grandjean who greeted me warmly during my travels in Denmark, in particularly, his associate Professor Helle Raun Andersen, and Karin Cederberg, his secretary. And thank you for having given me the opportunity to meet and discuss with the Professor Dorte Gyrd Hansen.

Je tiens aussi à témoigner toute ma gratitude à Monsieur Georges Salines, directeur du département Santé Environnement à l'InVS et à Monsieur Philippe Hubert, directeur des risques chroniques à l'Institut National de l'Environnement Industriel et des RisqueS (INERIS). Nos échanges au début de ce travail m'ont ouvert et indiqué la voie de la santé environnementale.

Et, je tiens à exprimer toute ma reconnaissance à Madame Monique Kerleau, Professeur d'Economie à l'Université Panthéon-Sorbonne avec qui j'ai débuté cette thèse et qui a bien voulu que je change d'Université en 2009 afin de rejoindre le réseau doctoral de l'EHESP en vue d'acquérir les connaissances multi-disciplinaires telles que l'épidémiologie et la toxicologie, indispensables à l'élaboration de ce travail.

Je remercie également mes camarades doctorants ou déjà docteurs, Cindy Padilla, Wahida Kihal, Alis Sopadzhiyan, François Bissège, Youssef Oulhote, Sophie Mompelat, Stéphanie Piel, Marie-Renée Guével, Céline Rothé, Virginie Muniglia et Arnaud Campéon, sans oublier Anaïs Bourgeois, avec lesquels j'ai partagé de nombreux moments de discussions et de convivialité.

Enfin un grand merci à ma Famille, en particulier à mon père et les conseils de ses amis chercheurs qui ont su me communiquer le goût de la recherche et l'envie de poursuivre dans cette voie. Je remercie ma sœur Sarah, sa « zenitude » m'a été d'une grande aide. Je remercie évidemment mon mari Jean-François. Nos nombreux échanges, sa constance, son humour et son amour m'ont accompagnée tout au long de ces années. Je remercie aussi mes filles, Anna et Mathilde Leur patience, leurs mots doux et leurs jolis dessins sur mes brouillons m'ont encouragée. Je remercie également mon beau-père, de l'intérêt qu'il a porté à ce travail et de sa vision en tant qu'homme politique sur le sujet traité. Je remercie enfin chaleureusement tous mes amis qui m'ont soutenue et

divertie du quotidien d'un doctorant.

VALORISATION DES TRAVAUX DE LA THESE

Articles publiés:

Childhood lead exposure in France: benefit estimation and partial cost-benefit analysis of lead hazard control

Auteurs : Céline Pichery, Martine Bellanger, Denis Zmirou-Navier, Philippe Glorennec, Philippe Hartemann, Philippe Grandjean (*publié dans Environmental Health journal, 2011 10 :44*)

Economic evaluation of health consequences of prenatal methylmercury exposure in France

Auteurs : Céline Pichery, Martine Bellanger, Denis Zmirou-Navier, Nadine Fréry, Sylvaine Cordier, Anne Roue-LeGall, Philippe Hartemann, Philippe Grandjean (*publié dans Environmental Health journal, 2012 11:53)*

Articles à soumettre:

Analyse Coût-Bénéfice partielle de la réduction de l'exposition au plomb dans la population infantile française. Cas du remplacement des canalisations d'eau contenant du plomb.

Auteurs: Céline Pichery (*Article en cours d'élaboration)*

Evaluation of health impacts and costs of Methylmercury at worldwide levels

Auteurs : Céline Pichery, Martine Bellanger, Denis Zmirou-Navier, Nadine Fréry, Sylvaine Cordier, Anne Roue-LeGall, Philippe Hartemann, Philippe Grandjean (*Article en cours d'élaboration)*

Communications

« Analyse Coût-Bénéfice partielle de la réduction de l'exposition au plomb dans la population infantile française. Cas du remplacement des canalisations d'eau contenant du plomb ». 2e Congrès National de Santé et Environnement, thématique : « Eau de boisson et santé: de l'acquisition des connaissances à la hiérarchisation des risques ? » le 15 décembre 2011, Paris, FRANCE (communication orale).

"Evaluation of health impacts and socio-economic consequences of Methylmercury in France", The 10th International Conference on Mercury as a Global Pollutant (ICMGP), du 24 au 29 juillet 2011, Halifax, Nova Scotia, CANADA (communication orale)

"Evaluation of health impacts and socio-economic consequences of Methylmercury in France" Rencontres de l'Hôtel Dieu, du 12 et 13 mai 2011, Paris, FRANCE (poster).

"Economic evaluation of the health impact of lead on children in France". 8th European Conference on Health Economics, du 7 au 10 juillet 2010 à Helsinki, FINLANDE (poster).

"Costs of the neurotoxicity in the French infantile population", Rencontres de l'Hôtel Dieu, du 20 janvier 2010, Paris, FRANCE (poster).

INTRODUCTION GENERALE

Le développement économique des sociétés a transformé l'environnement. Le passage des économies traditionnelles aux économies modernes voire 'post modernes' peut être décrit, à la suite de Melse et Hollander (2001), en quatre étapes entre le 19ème et le 21ème siècle [1]. La première est dite de l'agriculture et de l'industrie naissante, la deuxième correspond au développement de l'industrie et des services et la troisième au développement des technologies de l'information et de la communication et à la mondialisation économique. Le développement durable ou les 'systèmes écologiques planétaires menacés ' constituent l'étape 'future' du processus que les auteurs décrivaient à l'aune du XXème siècle. Boiral (2004) soutient que l'environnement et le développement économique ont une relation équivoque [2]. Les causes des évolutions de l'environnement sont alors considérées comme le produit de la modernisation de la société industrielle, c'est-à-dire le produit du développement industriel et de l'innovation apportée par les nouvelles technologies. Cette modernisation se serait réalisée par le développement des activités économiques et humaines en utilisant, en partie, les ressources présentes dans l'environnement. En effet, les ressources naturelles telles que l'air, l'eau ou encore la terre sont considérées comme des biens publics, au sens de ressources communes n'ayant pas de droits de propriété définis. Le caractère collectif de ces biens n'incite guère à tenir compte des coûts de leurs utilisations, de l'impact de leur exploitation intensive conduisant à la dégradation de l'environnement, ni de leurs coûts de remplacements. Or, ces coûts croissent de façon continue tandis que les ressources se raréfient, sont dégradées, ou tout simplement épuisées. La croissance économique actuelle et future dépend de ces ressources rares. Leur mauvaise utilisation montre qu'une politique de laisser faire basée sur les seuls mécanismes de marché ne permet pas d'atteindre l'équilibre souhaité entre la qualité de l'environnement et la production de biens [3]. Réciproquement, les externalités environnementales affectent le capital humain et donc le niveau de développement [4]. Or l'accumulation du capital humain a un impact sur la santé des agents économiques qui en retour affecte leurs capacités de production. Ainsi, la croissance et l'environnement naturel inter-agissent à travers de nombreux mécanismes économiques effet-retour [5].

Ce cadre large des interactions entre le développement économique, la sphère environnementale et la santé des populations constitue le contexte dans lequel les travaux de la thèse se situent. Ce contexte est approfondi dans la première partie de cette introduction autour de quelques questions majeures : quelles sont les conséquences du développement économique sur l'évolution de l'environnement et de la santé humaine? Y-a-t-il des liens de causalité entre eux ? Quelles leçons sont tirées et quels agendas politiques sont retenus au niveau international et national ? Protéger la santé humaine des risques liés à la dégradation de l'environnement, fixer le montant des dommages lors des expositions avérées, allouer des ressources pour corriger ou prévenir les impacts, développer certains investissements plutôt que d'autres, constituent autant de choix que les décideurs publics ont à faire de façon complémentaire aux actions des acteurs privés. La seconde partie de cette introduction va s'intéresser au rôle de l'évaluation économique dans les interventions en santé environnementale comme l'un des outils pouvant aider à la décision publique et éclairer le débat public autour d'enjeux collectifs et de leur utilité sociale.

1 Les conséquences du développement économique sur l'environnement et la santé humaine

L'impact des conditions environnementales sur la santé a été établi depuis longtemps. Il suffit de rappeler les travaux de Graunt et Petty au XVIIème siècle en Grande Bretagne. Dans l'un de ses rapports (1662), Graunt montrait que les habitants de Londres avaient une espérance de vie plus courte que les habitants de la campagne, notamment à cause des effets de la pollution en ville [6]. Au XVIIIème siècle, tandis que Lavoisier se penchait sur l'hygiène au travail et à l'hôpital, les hygiénistes anglais commençaient à s'intéresser à celle de la cité et aux conditions d'alimentation en eau potable avant d'en faire une priorité dans les années 1850 suite aux découvertes de Snow. Au cours de cette dernière période, les travaux de Pasteur et de la microbiologie obligeaient à tenir compte de l'impact des milieux dans lesquels les microbes peuvent évoluer. Les mesures d'assainissement, d'immunisation et de lutte anti-infectieuse avaient abaissé grandement le taux de mortalité. L'hygiène sociale, qui prend en compte les comportements humains et l'environnement socio-économique en sus de

l'environnement physique, s'est développée seulement à la fin du XIXème début du XXème siècle.

Or si les phénomènes étudiés ne sont pas nouveaux, ce qui peut changer c'est sans aucun doute l'ampleur et la rapidité de l'évolution des conditions environnementales en relation avec le développement économique, comme le traduit la "transition XIXème - XXème" décrite par Melse et Hollander et rappelée supra [1]. En effet, à la transition de développement économique peut être associée une transition au niveau des risques environnementaux et des états de santé.

1.1 Le lien de causalité réciproque entre le développement économique, l'environnement et la santé

S'agissant de la relation entre le développement économique et l'environnement, Malthus et Ricardo ont été les premiers à évoquer le concept de « limites naturelles ». Celles-ci étaient associées pour le premier, à la croissance rapide de la population [7], et pour le second, à la baisse progressive des ressources du sol [8]. Leurs travaux ont montré que la diminution des ressources naturelles ralentissait la croissance économique. La problématique générale de l'allocation des ressources non renouvelables dites encore rares dans une économie de marché associe alors la notion de rareté à l'idée de quantité physique limitée, comme l'a montré, en particulier, Hotelling (1931) [9]. Pour cet auteur, si les ressources sont finies et non-renouvelables, elles s'épuisent progressivement. En conséquence, dans une économie de concurrence parfaite, la hausse du prix des biens rares est déterminée par l'évolution des coûts d'exploitation et du taux d'intérêt. Donc la rareté croissante est compensée par la hausse du prix relatif [9].

Jusqu'à la période dite des *trente glorieuses*, la forte croissance, dans les pays développés, a été considérée du seul point de vue des effets positifs sur l'environnement. Les approches économiques traditionnelles de la croissance ne prenaient pas en compte les externalités liées à l'activité économique, et en particulier environnementales [10]. Mais à partir des années 1970, le modèle de croissance a été remis en cause par le rapport de Meadows et al (1972)

[11] écrit par des chercheurs du MIT *(Massachussets Institute of Technology)* pour le Club de Rome, un think tank international. Ce rapport a construit un modèle à partir des différentes variables caractérisant les comportements humains et concluait à un épuisement accéléré des ressources naturelles et à une explosion de la pollution d'ici 2100 si la croissance se poursuivait au même rythme, tandis que le fossé Nord-Sud se creuserait. Ce rapport a d'une certaine manière alerté l'opinion publique sur le fait que la dégradation de l'environnement pouvait être supérieure aux bénéfices liés aux progrès économiques et technologiques et avoir des conséquences irréversibles pour les générations futures. Si les approches de Meadows et al [11] ont pu être critiquées, elles ont aussi marqué le début des réflexions sur un autre type de développement économique, comme nous le verrons plus bas.

En effet, ce n'est que progressivement que les effets négatifs sur l'environnement sont apparus comme un produit dérivé de la croissance de la production et de la consommation. Or, la dégradation environnementale peut générer une perte d'utilité, ou de bien-être pour les agents économiques comme l'ont montré Dasgupta et al (1979) [12]. Selon Nicolaisen et al (1991), le processus de production et la consommation de biens s'accompagnent souvent de coûts environnementaux externes puisque les biens environnementaux c'est-à-dire les ressources, comme nous le rappelions supra, ne font pas l'objet de droits de propriété, leur accès étant sans limites [3]. Or, les effets externes positifs et négatifs liés à l'échange marchand et à la croissance doivent être pris en compte. Sur le plan théorique, l'idée consiste à pouvoir internaliser ces externalités partiellement ou totalement dans les coûts associés aux activités qui les génèrent [13], ou à introduire un argument dans la fonction d'utilité, négatif, s'il s'agit de la pollution, ou positif s'il s'agit de la qualité environnementale [12].

Dans les années 1990, des travaux économétriques ont été développés autour de la question de l'impact de la croissance sur l'environnement, et en particulier ceux de Grossman et Krueger (1994, 1995) [14, 15]. Ces derniers font apparaître une phase initiale de développement économique associée à une détérioration de l'environnement, puis à partir d'un certain niveau de revenu, une phase d'amélioration de l'environnement, associée à la croissance. Cette relation est généralement représentée par la Courbe Environnementale de Kuznets (CEK) qui montre une trajectoire en U inversée entre la dégradation de l'environnement et le revenu par

habitant. En d'autres termes, la CEK fait apparaître une relation entre la qualité de l'environnement ou la réduction des émissions polluantes et la croissance économique, à partir du Produit Intérieur Brut (PIB) par habitant [15, 16]. De nombreux travaux ont été conduits permettant de vérifier le phénomène de la CEK pour certains polluants et d'estimer un seuil de revenu permettant d'offrir une croissance soutenable, dont nous parlerons ci-dessous. Cependant, une récente méta-analyse des travaux économétriques mettant en pratique la méthode CEK montrent que celle-ci ne serait pas encore avérée totalement [17]. Ainsi des études font apparaitre une augmentation des impacts négatifs sur l'environnement avec le PIB par habitant. Par exemple, les émissions de *dioxyde de carbone* tendent à montrer une relation positive avec le revenu, celles-là augmentant avec la croissance. En d'autres termes, le développement économique seul ne peut pas constituer les conditions nécessaires au développement environnemental durable. La relation entre la qualité de l'environnement et le développement est plus complexe et d'autres facteurs doivent être pris en compte, comme la distribution des ressources et l'impact des inégalités, la mise en place ou non de politiques environnementales en même temps que la richesse du pays croît [18], ou encore la contribution des consommateurs et des producteurs à la qualité de l'environnement.

Il ne faut pas négliger non plus l'autre sens de la relation environnement - développement économique, faite de réciprocité. En effet, les effets négatifs de l'environnement ont aussi un impact sur le niveau de développement. Ainsi, les travaux de North (1982) ont montré que la modification du climat était à l'origine de la première révolution industrielle, dite du néolithique [19]. Plus récemment, le rapport Stern (2007) a mis en évidence de façon claire les coûts économiques du réchauffement climatique global et ses conséquences globales à long terme si des politiques publiques actives ne sont pas mises en œuvre [4].

S'agissant des relations entre l'environnement et la santé, des travaux économétriques récents ont été conduits afin de mesurer précisément l'impact de la qualité de l'environnement sur la santé, comme par exemple celui de la pollution de l'air en testant la robustesse des effets. L'étude de Roy et al (2011) a ainsi examiné l'association entre l'exposition subchronique à six polluants de l'air, la durée de séjour et les coûts des hospitalisations de l'asthme pédiatrique aux USA sur la période 1999-2007 [20]. Une recherche conduite au Brésil a

montré que 7% des cas d'empoisonnement recensés dans ce pays sont attribuables à l'usage de pesticides, et qu'ils nécessitent dans environ 80 % des cas des consultations médicales ou séjours hospitaliers [21]. En France, les dernières données disponibles sur le constat de l'impact de l'environnement ont répertorié 19475 accidents entre 1992 et 2004 ayant eu des répercussions constatées sur l'homme et la nature dans plusieurs milieux naturels qui ont subi des accidents technologiques [22]. De plus, de nombreux travaux scientifiques ont montré les relations entre la dégradation de l'environnement et son impact sur la santé humaine en France. Quelques exemples : un lien a été confirmé entre l'exposition aux pesticides et la maladie de Parkinson chez des agriculteurs français [23]. Le lien entre l'amiante et le cancer du poumon a été clairement mis en évidence, et d'autres cancers pourraient être liés à l'impact de l'environnement comme le montrent l'expertise collective de l'INSERM (2008) et Cherfils-Vicini et al (2010) [24, 25]. Le dernier rapport de l'INSERM sur la reproduction et l'environnement a montré les effets de cinq substances ou familles de substances chimiques (bisphénol A, phtalates, retardateurs de flamme, composés perfluorés, parabènes) sur la reproduction humaine [26].

Si la réciprocité de la relation développement économique - qualité de l'environnement a été avérée, il convient de s'arrêter succinctement sur celle de la relation santé - développement économique. La santé, et en particulier celle des enfants - population plus sensible aux risques environnementaux et objet de notre thèse - est un facteur de croissance et, *a contrario* la mauvaise santé pèse sur le développement économique. De nombreuses estimations au niveau mondial font état de ces effets, en termes de différences de revenus [27] et en termes d'accumulation du capital humain. Les travaux de Schultz (2002) ont démontré que les décisions d'investissement en capital humain dépendaient du niveau de santé des individus et donc affectaient, en retour, les salaires [28]. Si comme l'estiment Suri et al, (2011), la santé est l'un des 'ingrédients-clés' du processus de développement économique [29], l'espérance de vie « à la naissance » et « en bonne santé » représente l'un des indicateurs phare de l'impact de la santé sur le développement économique d'un pays [30], pris dans son sens de développement durable comme nous le verrons dans le paragraphe 1.2.

Plusieurs méthodes sont généralement utilisées en économie de la santé pour évaluer les

pertes de production engendrées par une maladie en fonction de son impact sur l'offre de travail. L'une de ces méthodes est l'approche des Flux de Revenus Actualisés qui permet la prise en compte dès l'instant t des pertes de revenus futurs liés aux pertes de productions engendrées par une maladie ou un handicap consécutif à une exposition environnementale, par exemple. De tels manques à gagner pour l'individu, l'entreprise et la société associés à un cancer, comme le rappelle Almaric (2007), constituent une part importante des coûts sociaux [31]. Les estimations des coûts de friction, associées au remplacement d'un travailleur malade, conduites par Koopmanschap et al (2005) pour mesurer les pertes de productivité dans le cadre des évaluations coût–efficacité de traitement, constituent autant de méthodes pour prendre en compte l'impact de la santé sur les rendements économiques [31, 32]. D'autres auteurs, comme Couderc et al (2006), ont mis en évidence l'impact des chocs épidémiques, en l'illustrant par les effets de l'épidémie du SIDA, sur la croissance économique lié au risque d'une possible « trappe épidémiologique » [33].

Avant de clore ce paragraphe, il est difficile de ne pas mentionner l'impact de certaines activités de services de santé ou de produits de santé issus d'avancées technologiques mais qui dégradent la qualité de l'environnement et donc finalement affectent négativement la santé. Plusieurs travaux de recherche ont démontré l'impact de substances médicamenteuses dans l'eau suite à leur usage en thérapeutique humaine ou animale sur l'environnement [34]. De même, les émissions des incinérateurs des établissements de santé ont pollué l'air durant plusieurs décennies. L'OMS a rapporté que les établissements de soins constituaient l'une des principales sources d'émission de mercure dans l'atmosphère provenant de l'incinération de déchets médicaux [35].

Les relations allant du développement économique vers l'environnement, puis de l'environnement vers la santé et enfin de la santé vers le développement ont été rappelées brièvement. Les impacts positifs et négatifs de ces relations réciproques ont été présentés. Mais dans la suite de ce document, nous nous limiterons aux impacts négatifs du développement économique sur l'environnement et ses conséquences sur la santé des enfants, en particulier, et aux politiques pouvant être mises en place pour prévenir des effets de ces impacts.

1.2 Les notions de développement durable et de croissance soutenable

Afin de stopper les dommages irréversibles sur l'environnement induits par le développement économique, et ayant des conséquences sur la santé humaine, il est nécessaire d'intégrer dans le modèle de croissance la prévention de ces pressions environnementales. De nombreux travaux économiques sur les problèmes d'environnement interrogeant les modes de croissance adoptés se sont développés depuis les années 1970 autour de la notion de développement durable.

1.2.1 La notion de développement durable

La notion de développement durable est définie de plusieurs manières selon les différents courants de pensée économique. Beaumais et Godard (1993) [36] ont présenté ces différentes approches : la première est issue de l'économie gestionnaire et pose une exigence minimale de maintien dans le temps d'un stock constant de capital naturel [37]. La deuxième approche, centrée sur la satisfaction des besoins humains, est l'une de celles proposées par le rapport Brundtland (1987) [38] qui a élargi le concept de développement durable en le définissant comme « celui qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre à leurs propres besoins ». Une troisième approche, s'inscrivant dans la tradition néoclassique, insiste sur la non-décroissance, de générations en générations, du revenu par tête ou du stock de capital total transmis. L'OCDE a ensuite donné la définition suivante du développement durable « [il] comporte trois dimensions : économique, sociale et environnementale. Le concept de durabilité désigne une gestion des ressources naturelles respectueuse des capacités de reproduction. Dans les sciences sociales, la durabilité va au-delà de la croissance économique et du bien-être matériel, pour englober des considérations d'équité et de cohésion sociale ainsi que la nécessité de se protéger contre des dangers globaux. La notion met l'accent sur les liens et sur la nécessité d'un équilibre entre ces dimensions» [39]. Les travaux de Beaumais et Godard (1993), cités supra, posent également la question de l'équité intergénérationnelle, qui n'est pas prise en compte dans le modèle de

croissance non soutenable actuel [36].

1.2.2 La croissance soutenable et l'approche par capitaux

Durant la même période, et parallèlement aux travaux sur le développement durable et l'équité intergénérationnelle, d'autres travaux économiques centrés sur les problèmes d'environnement ont proposé des modèles de croissance fondés sur la notion de croissance endogène [40–42]. Alors que le modèle de Solow, vu précédemment, fondait la croissance économique sur le progrès technologique et donc sur un modèle de croissance exogène, le modèle de croissance endogène montre qu'il n'est pas efficace économiquement de continuer à produire si l'activité crée plus de dommages environnementaux que de valeur ajoutée. En d'autres termes, la mesure de la croissance économique ne doit plus se baser uniquement sur l'évolution du Produit Intérieur Brut (PIB), c'est-à-dire sur un indicateur agrégé de production calculé à partir des données du système de comptabilité nationale, qui correspond à la valeur des biens et services produits par les acteurs résidents d'un territoire durant une année, mais sur les données d'un système de comptabilité économique et environnementale intégrée [43]. Dans ce dernier, sont inclus les « comptes de flux de matières, les dépenses de protection de l'environnement, les comptes du patrimoine naturel et l'évaluation des flux non marchands » [44]. Le rapport Stiglitz-Sen-Fitoussi établit une distinction entre l'évaluation du *bien-être présent* et l'évaluation de sa *soutenabilité*, c'est-à-dire de sa capacité à se maintenir dans le temps. D'après ce rapport, « le bien-être présent dépend à la fois des ressources économiques, comme les revenus, et des caractéristiques non économiques de la vie des gens: ce qu'ils font et ce qu'ils peuvent faire, l'appréciation de leur vie, leur environnement naturel ». Et « la soutenabilité de ces niveaux de bien-être dépend de la question de savoir si les stocks de capital qui importent pour notre vie (capital naturel, physique, humain, social [incluant la santé]) seront ou non transmis aux générations à venir » [45]. Récemment, Aglietta a défini le défi de la soutenabilité comme étant celui du passage d'une « comptabilité du revenu à une comptabilité de la richesse » et, il a développé un modèle de « croissance soutenable alliant préoccupations environnementales et politique de développement ». Cette fonction cardinale du bien-être (V) est continue dans le temps et dépend de deux variables, un agrégat de consommations privée étendue et les services environnementaux, sous la condition du

« critère de la soutenabilité économique » (ou $dV/dt \geq 0$) c'est-à-dire que la richesse ne diminue pas dans le temps (le progrès technique et la croissance de la population sont inclus). [46]. En fait, comme le définit Aglietta et comme le développent Udhe et al, la notion de capital est élargie à cinq types de capitaux (capital produit, financier, naturel, humain et social) qui représentent l'approche par capitaux -ou stock de richesse totale- formant le cadre conceptuel de la mesure du développement durable [43].

Dans ce contexte, la notion de bien-être va au-delà de la dimension économique au sens strict et elle concourt à donner toute leur place aux politiques publiques, et notamment à celles liées à l'environnement, qui pourraient contribuer directement à l'augmentation de la productivité globale d'un pays tout en préservant cet environnement et en favorisant un développement durable. L'évaluation de l'apport des politiques publiques à la croissance et au bien-être, allant dans le sens d'une préservation de l'environnement, permet ainsi d'améliorer la qualité et les structures des dépenses, notamment celles liées à la santé, et incite à renforcer les systèmes favorisant les investissements dans le capital humain [47].

Les instances internationales et nationales ont un rôle primordial dans l'intégration des considérations environnementales dans un développement économique durable à l'échelle planétaire. La question est de savoir si ces notions de développement durable et de croissance soutenable sont prises en compte dans les processus de décision et d'action au niveau international et national. Et si oui, il importe d'analyser quelles décisions sont prises et quelles actions sont mises en place dans le cadre de politiques de prévention en santé-environnement, et quelles approches interdisciplinaires sont mobilisées, compte tenu de la complexité des relations exposées supra.

1.3 Les processus de décisions et d'actions en santé-environnement

1.3.1 Au niveau international

Plusieurs conférences ont incité les différents pays à opter pour la durabilité de leur croissance. En 1972, la Conférence des Nations Unies sur l'environnement a adopté une série

de principes pour une gestion écologiquement rationnelle de l'environnement. Cette "Déclaration de Stockholm" a placé les questions écologiques au rang des préoccupations internationales et a marqué le début d'un dialogue entre les pays industrialisés et les pays en développement concernant le lien qui existe entre la croissance économique, la pollution de l'indivis mondial (l'air, l'eau, les océans) et le bien-être des peuples dans le monde entier.
En juin 1992, à Rio de Janeiro, la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement, plus connue sous le nom de Sommet "planète Terre", a adopté une déclaration qui a fait progresser le concept des droits et des responsabilités des pays dans le domaine de l'environnement. La Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement témoigne de deux grandes préoccupations apparues pendant l'intervalle des 20 années séparant ces deux premières conférences : la détérioration de l'environnement, notamment de sa capacité à entretenir la vie, et l'interdépendance de plus en plus manifeste entre le progrès économique à long terme et la nécessité d'une protection de l'environnement [48]. Depuis 1994, un nombre croissant de pays ont ratifié la convention-cadre des nations Unies (189 en 2007). Le protocole de Kyoto (1998), le plan d'action de Bali (2007), les accords de Cancun (2009) et la Conférence de Durban en 2011, qui ont suivi cette conférence, ont permis des avancées, parfois très modestes, sur l'adoption d'un accord universel légal sur les changements climatiques.

En 1989, préoccupé par l'impact croissant des environnements dangereux sur la santé humaine, l'OMS-Europe a commencé à travailler sur la relation entre l'environnement et la santé, en vue de 'globaliser' une approche de prévention primaire de la santé publique et de faciliter des politiques intersectorielles. En 1994, le bureau européen de l'OMS a formalisé cette relation dans la définition suivante : « la santé environnementale comprend les aspects de la santé humaine, y compris la qualité de la vie, qui sont déterminés par des facteurs physiques, chimiques, biologiques, sociaux et psychosociaux de notre environnement. Elle renvoie également à la théorie et à la pratique d'évaluation, de correction, de contrôle et de prévention de ces facteurs dans l'environnement qui potentiellement peuvent porter préjudice à la santé des générations actuelles et futures » [49]. Force est de constater que cette définition est très large et que des approches interdisciplinaires sont nécessaires pour l'appréhender. Du reste, plusieurs traductions de « environnemental health » ont été données par

l'OMS : « santé-environnement », « environnement-santé », « hygiène de l'environnement ». Ceci montre bien la difficulté à délimiter les approches et les disciplines à mobiliser. Dans un rapport intitulé « *santé environnement, problèmes et méthodes* », Vergriette (2006) définit celle-ci comme « un concept protéiforme, une problématique à multiples entrées, du fait de la multiplicité et de l'intrication des sujets susceptibles de relever de la problématique santé-environnement, et dans ce cadre, plusieurs entrées et grilles de lectures peuvent être faites :

- celle par les vecteurs et milieux naturels : l'eau, l'air, les sols et l'alimentation ;
- celle par les produits et expositions potentiellement dangereux : les substances chimiques, les rayonnements ionisants et non-ionisants, le bruit, les déchets,…;
- celle par les secteurs d'activités : les transports, l'énergie, l'industrie, l'agriculture, le tourisme ;
- celle par le lieu d'occurrence : milieux domestique, professionnel, rural, urbain ;
- celle par les groupes vulnérables : les enfants, les personnes âgées.
- auxquelles peuvent être ajoutées la thématique des changements globaux, ou celles plus méthodologiques de l'analyse de risques et le principe de précaution » [50].

Plusieurs conférences européennes (Frankfort en 1989, Helsinki en 1994, Londres en 1999, Budapest en 2004, Parme en 2010) ont permis de mettre en place des politiques et des actions en santé environnementale [51, 52]. Les deux dernières conférences de l'OMS-Europe se sont focalisées sur « le futur et la protection des enfants dans un environnement en mutation », ce qui nous intéresse particulièrement dans le cadre de nos travaux de recherche. La conférence de Parme a adopté une déclaration ministérielle complétée par l'engagement à agir. Cette déclaration représente le premier document du processus Environnement et santé, assorti d'un calendrier et d'un nouveau cadre institutionnel pour le processus européen relatif à l'environnement et à la santé entre 2010 et 2016.

1.3.2 Au niveau national

En France, la qualité des ressources naturelles s'est fortement transformée en deux siècles du fait du développement industriel et urbain. Suivant une période de constante dégradation au 19ème siècle et au cours de la première moitié du 20ème, la situation s'inverse depuis quelques

décennies, en lien avec les mutations du modèle de développement économique du pays, avec les avancées technologiques, la mise en place de réglementations et de programmes publics de prévention des risques liés à certaines expositions [53]. L'amélioration de la santé de la population est allée de pair, avec notamment un doublement de l'espérance de vie en un peu plus d'un siècle [49].

Cependant, les préoccupations croissantes de la population française sur la qualité des facteurs environnementaux et les risques associés qui peuvent apparaître comme « des menaces médicales, sociales et économiques globales pour l'homme » [54] témoignent de la prise de conscience que les différentes activités économiques, les changements technologiques et les comportements des agents ne sont pas exempts de répercussions négatives sur la nature et sur l'homme. Plusieurs crises médiatiques et sociales ayant trait aux conséquences sanitaires de la dégradation de l'environnement, ont eu lieu ces vingt dernières années, et leur fréquence a tendance à augmenter. Les plus récentes peuvent être citées : l'explosion de l'usine AZF [55], la crise sanitaire avec la bactérie ECEH en Europe [56], et aussi les retombées de la catastrophe nucléaire de Fukushima sur la planète [57].

Les instances gouvernementales françaises ont donc aussi travaillé au développement de l'interdisciplinarité santé-environnement. Faisant suite aux conférences internationales, différents processus de décisions et d'action en France ont pris en compte les problèmes environnementaux et sanitaires : La loi du 9 août 2004 relative à la politique de santé reconnaissait la thématique santé-environnement comme étant l'une des cinq préoccupations majeures de santé publique. Le rapport 2004 de la commission d'orientation du premier Plan National Santé et Environnement (PNSE1) a montré que les facteurs de risque sanitaires liés à l'environnement constituaient des déterminants importants de l'état de santé de la population et représentaient une source de préoccupation quotidienne de la population. Le PNSE1 a constaté les impacts de l'environnement sur la santé et a pris en compte l'existence de plusieurs agents physiques, chimiques et/ou biologiques et des nuisances présents dans l'environnement qui exposeraient les individus à de multiples facteurs pathogènes tout au long de la journée.

Le rapport d'évaluation du Grenelle de l'Environnement a listé les engagements à prendre par les instances gouvernementales françaises:
- développer les connaissances par la recherche, la mesure des pollutions et la surveillance sanitaire ;
- prévenir l'exposition aux pollutions de l'air, principal risque identifié du fait des impacts pathologiques associés (maladies respiratoires, cancers, maladies cardio-vasculaires, etc.) ;
- prévenir l'exposition aux autres risques et sources de pollution (phytosanitaires, bruit, ondes, sols pollués) [58].

Le Plan National Santé Environnement 2 (PNSE 2) a repris ces objectifs. Ce document, contrairement au PNSE 1, a été élaboré en collaboration avec les différentes parties prenantes : représentants des associations de protection de l'environnement, associations de malades et de victimes, partenaires sociaux, plusieurs ministères (écologie, santé, travail, agriculture, économie) et nombreuses agences et équipes de recherche. Le programme d'action de ce plan s'étale sur la période 2009-2013 et ses principaux objectifs en matière de prévention des risques liant l'environnement et la santé sont :
- l'élaboration et la mise en œuvre de programmes de surveillance clinique,
- l'élaboration du plan particules,
- la prise en compte des risques émergents via l'établissement de cadre réglementaire, notamment des expositions aux radiofréquences et le règlement des produits chimiques au niveau européen.

En effet, les recommandations du « Grenelle de l'environnement » entérinent celles énoncées au niveau européen dans le cadre du programme REACH (Registration, Evaluation, Autorisation, CHemicals). Ce dernier réorganise la procédure d'évaluation du danger potentiel des substances chimiques mises sur le marché et il exige des tests plus importants sur des produits chimiques [59].

1.3.3 La nécessité d'une approche intersectorielle

La mise en place de politiques de prévention de la dégradation de l'environnement et de ses

effets sur la santé humaine s'effectue donc progressivement à un niveau international et national. En fonction des connaissances acquises, différentes actions permettent de réduire et/ou de limiter les risques et les dommages possibles sur la population. Scapecchi, dans un rapport de l'OCDE, a mis en évidence la nécessité d'améliorer la coordination entre politiques environnementales et politiques de santé. Elle note le besoin de décloisonner et de coordonner les ministères entre eux dans le domaine de la santé et de l'environnement, avec notamment l'utilisation systématique de méthodes d'évaluation *ex ante* et *ex post* qui pourraient faciliter la coordination des politiques [60]. Ces actions reposent sur une approche globale qui nécessite de mobiliser des connaissances et des méthodes relevant de plusieurs disciplines scientifiques, dont l'épidémiologie, la toxicologie humaine et la génétique, la médecine, les sciences de l'ingénieur.

Des connaissances et méthodes issues du droit et des sciences sociales constituent des outils d'aide à la décision essentiels dans la gestion du risque en santé environnementale et viennent en complément des disciplines citée supra. Ainsi :

- le droit permet d'élaborer les lois et les règlements,
- la sociologie, la psychologie et les sciences de la communication constituent des approches importantes dans la perception des risques, dans l'éducation de la population aux enjeux et aux réalités des risques environnementaux (ex : programmes de prévention).
- l'économie permet, dans un contexte de ressources limitées, d'aider à définir des priorités en termes de prévention des risques et des interventions à entreprendre puis à les évaluer.

C'est précisément ce dernier aspect de l'approche économique, à savoir l'évaluation appliquée à la santé-environnement et plus précisément à la prévention des risques liés à l'exposition des enfants qui est l'objet principal des travaux présentés dans cette thèse et qui reposent sur une approche interdisciplinaire. La question plus générale à laquelle renvoie la problématique de l'économie appliquée à ces enjeux est la suivante : comment les ressources en quantités limitées peuvent être allouées de façon efficace et équitable face à des besoins quasi illimités ? Des choix de production, de consommation et de répartition sont faits à la fois aux niveaux individuel et collectif. Dans ce cadre, un optimum est-il encore possible ? En d'autres termes, comment le niveau du bien-être social se trouve affecté par les effets des

expositions? L'évaluation économique appliquée à la santé-environnement constitue un outil parmi d'autres pour aider le décideur public, comme nous allons le voir dans le paragraphe ci-dessous.

2 Le rôle de l'évaluation économique : un instrument d'aide à la décision en santé-environnement

L'évaluation économique appliquée aux décisions publiques, qui a pu prendre l'appellation de « calcul économique » est une approche rigoureuse qui s'inscrit dans le cadre large de l'économie entendue selon Malinvaud comme « la science qui étudie comment les ressources rares sont employées pour la satisfaction des besoins des hommes vivant en société ; elle s'intéresse d'une part, aux opérations essentielles que sont la production, la distribution, et la consommation des biens, d'autre part, aux institutions et aux activités ayant pour objet de faciliter ces opérations » [61].

De façon un peu plus précise, l'économie normative et l'économie positive constituent deux formes d'analyse auxquelles les économistes peuvent recourir. Dans la première, à la suite de Keynes (1890), la question « *What ought to be* [ce qui doit être] » [62] est au cœur de la démarche. Dès lors, des jugements de valeurs en énonçant des recommandations qui devraient être retenues pour améliorer le bien-être de la communauté sont inclus dans l'analyse. L'approche positive de l'économie, synthétisée de façon schématique par « *What is* [ce qui est] » [62], a pour rôle de comprendre et d'expliquer les faits et les mutations constatées. Entre les deux analyses, « l'économie appliquée », c'est-à-dire « l'ensemble de règles pour atteindre une fin donnée » [62], avait été introduite par Keynes avec pour objectif de définir les moyens à mettre en œuvre pour atteindre l'objectif fixé par les différents agents, dans des domaines particuliers.

Dans le cadre de cette thèse, l'évaluation économique des mesures/interventions de prévention pour faire face aux risques liés à des expositions environnementales proposera une articulation des trois approches rappelées ci-dessus, s'appuyant sur des faits et des relations

entre dégradation environnementale et effets sur la santé (positive), sur les moyens mis en œuvre en vue des objectifs (appliquée) et enfin, sur les orientations à prendre pour améliorer le bien-être social (normative). Nous allons voir ci-dessous les conditions requises par les approches de l'économie du bien-être pour leur contribution à l'évaluation des situations sociales et à la décision publique.

2.1 Le cadre de l'économie du bien- être et de l'optimum de second rang retenu pour l'évaluation

2.1.1 Les approches "welfarist" et "post welfarist"

Notre démarche s'inscrit dans les courants économiques qui marquent l'évaluation des interventions en santé, étendue ici à la santé environnementale, et leur caractère juste. De façon simplifiée, les évaluations peuvent relever soit de l'approche économique classique du bien- être dite "welfarist" appelée ainsi à la suite de Sen (1979) [63], soit de l'approche dite "post welfarist" comme base normative (Culyer 1989 et 1990) [64, 65] et Gamel (2006) [66].

Selon l'approche économique classique, les individus composant la société sont des agents économiques rationnels et informés qui cherchent à satisfaire leur intérêt personnel et retirent une certaine utilité ou de bien-être [67]. Pigou, dans son ouvrage 'the Economics of welfare' (1920) s'interrogeait sur les situations optimales permettant de maximiser le bien-être des individus et de la collectivité [68]. Le premier théorème fondamental de l'économie du bien-être établit que, pour toute dotation initiale des ressources, un équilibre de marché existe et qu'il optimal au sens de Pareto, c'est-à-dire qu'il n'est pas possible d'améliorer le bien-être d'au moins un individu sans diminuer celui d'au moins un autre individu. Le marché apparaît alors comme une organisation efficiente puisqu'il permet d'atteindre lui-même l'optimum, quel que soit le critère éthique ou le critère de justice retenu. Le second théorème du bien-être, peut être formulé schématiquement ainsi : « toute allocation optimale peut être réalisée en tant qu'équilibre concurrentiel par des transferts appropriés », et fait l'objet de deux interprétations. La première correspond à la réciproque nécessaire du premier théorème pour

permettre l'équivalence entre équilibre et optimum. Selon la seconde interprétation, à partir d'un système de marché concurrentiel, n'importe quel optimum est atteignable sous réserve de modifier les dotations initiales de manière appropriée. En conséquence, l'Etat peut intervenir en modifiant ces dotations de ressources puis laisser agir librement les agents afin d'atteindre un optimum efficace et équitable dit « optimum optimorum ».

Dans le prolongement de l'approche "welfarist" ainsi définie, le critère d'évaluation du décideur public, repose sur le niveau de bien-être entendu comme la somme des utilités individuelles - les individus en étant les meilleurs juges - et ce, dans un optimum de Pareto correspondant à un « état social optimal ». Le caractère juste est évalué sur la base d'un état de la société à un moment donné et donc 'indépendamment de la genèse des événements qui ont contribué à le déterminer', l'important étant le résultat identifié à l'utile, on parle alors de « justice du résultat » à la suite de Gamel (2010) [69].

L'économie du bien-être représentée par les travaux de Bergson (1938) [70] et de Lange (1942) [71], et appelée alors 'la nouvelle économie du bien-être', établit une séparation claire entre l'étude des conditions d'optimalité des situations sociales et l'étude du fonctionnement du marché. A la suite de ces travaux, Arrow (1951) a montré qu'il est impossible de construire une fonction de choix social sur la base des préférences individuelles sans être confronté au problème *des comparaisons intra et interpersonnelles* [72]. Il aboutit à l'impossibilité de fonder une décision collective sur les préférences individuelles. Sen (1979) [63] considère que ce problème peut être levé en enrichissant les informations contenues dans l'utilité ou en utilisant des informations différentes des utilités. C'est alors qu'il propose des évaluations "post welfarist" des situations sociales sur lesquelles les décisions publiques peuvent reposer.

Dans ce cadre "post welfarist", les critères d'évaluation sur lesquels s'appuie le décideur public incluent l'interprétation des utilités, par exemple au moyen des préférences révélées [73]. De plus, la mesure des utilités prend en compte les circonstances des choix observés, les processus d'élaboration et les capacités de recueil des informations par le décideur. La théorie des « fonctionnements et des capacités » permet à Sen d'évaluer le bien-être

individuel sans recourir nécessairement à l'utilité. Ainsi, appliquée à la santé, être en bonne santé (fonctionnement) et avoir accès à celle-ci (capacité) entrent comme critères premiers de l'évaluation sociale qui inclut la capacité d'agir de l'agent. D'autres auteurs retiennent le maximum de gains de santé ou encore l'équité pour évaluer les situations sociales retenues [74, 75]. Enfin d'autres approches privilégient l'arbitrage entre l'efficience des interventions et leur impact en termes de redistribution et d'équité [76]. Le caractère juste et équitable est aussi évalué à l'aune des processus de délibération. Comme le rappelle Gamel (2010), la conception de la justice sociale s'intéresse alors aux règles du jeu social, c'est-à-dire à la structure de base de la société dans laquelle les individus interagissent les uns avec les autres, la justice est dite « de procédure » [69]. Rawls explique, dans « *A theory of justice* » que le bien-être dépend d'un ensemble de " biens premiers ". Et qu'une société est dite juste si elle assure une répartition équitable des biens premiers sociaux (en particulier droits et libertés) tout en prenant en compte que les individus sont inégaux en termes de biens premiers naturels (santé, talents) [77]. Mais la « procédure de délibération dans une condition d'équité absolue » est privilégiée au détriment des conditions du « vivre bien » retenues en particulier dans l'approche utilitariste [78]. Sen dépasse l'approche de Rawls en centrant l'approche d'une situation juste au regard de l'usage fait des biens premiers, plutôt que les biens eux-mêmes. L'évaluation des situations inclut toujours les comportements économiques des agents et la justice sociale, et elle se fait sur la base de la capacité réelle qu'ont les agents de faire des choix et d'atteindre les buts qu'ils se fixent [79] et sur la prise en compte « des différences existant entre individus pour les transformer en capacité de bien vivre » [80].

Comme le rappelle Baujard (2011), les théories du choix social, de l'équité et de la justice cherchent à dépasser le théorème de l'impossibilité d'Arrow. L'économie publique, dans le sillage de la 'seconde économie du bien-être', s'intéresse aux conditions permettant d'atteindre un optimum économique et aux politiques correctives nécessaires-comme dans le cadre général de l'analyse coût-bénéfice. Or, ces deux types d'analyse économique peuvent conduire à des démarches complémentaires, notamment dans les évaluations des situations sociales et des décisions publiques qui en découlent [81].

Nous reviendrons sur les conséquences de ces approches dans la section 2.2, mais au

préalable il nous faut analyser les conditions d'un optimum économique prenant en compte les effets externes et l'accès illimité aux ressources naturelles exclues des théorèmes de l'économie du bien-être.

2.1.2 L'optimum de second rang

Dans le cas de la théorie du bien-être associé à l'économie de l'environnement, les externalités et l'accès ouvert aux ressources naturelles qui peuvent être exploitées jusqu'à leur extinction [43] constituent deux défaillances qui empêchent l'atteinte d'un optimum social de Pareto décrit supra. L'externalité est retenue ici dans le sens donné par Pigou (1932) comme un défaut du marché, c'est-à-dire une action d'un agent sur un autre agent qui s'exerce en dehors de tout marché et qu'il décrivait ainsi : « une personne A, alors qu'elle est en train de rendre un certain service, contre paiement, à une autre personne B, affecte incidemment, en bien ou en mal, d'autres personnes (non productrices de services similaires), et cela de telle manière qu'un paiement ne puisse être imposé à ceux qui en bénéficient, ni une compensation prélevée au profit de ceux qui en souffrent » [68]. L'apport de Pigou par rapport aux travaux antérieurs est aussi la prise en compte de l'écart entre coût privé et coût social dont la valeur est égale à celle de l'externalité [82]. Pour corriger cette dernière, l'intervention de l'Etat est recommandée par l'introduction d'une taxe payée par l'agent à l'origine de l'externalité négative pour atteindre l'optimum parétien ('solution pigouvienne'). Dans ce contexte, comme le note Lévêque (2004), l'analyse économique de la pollution 'ne préconise pas de supprimer la totalité de la nuisance, autrement dit de tendre vers la pollution zéro'. Il existe un niveau économiquement optimal de pollution tel que le bénéfice marginal privé du pollueur est égal au coût marginal externe subi par le pollué [83].

A l'inverse, Meade (1952) a défini l'externalité entre producteurs comme « un phénomène qui apporte un bénéfice appréciable (ou inflige un préjudice significatif) à une ou plusieurs personnes qui n'ont pas été parties prenantes et consentantes du processus de décision qui a abouti directement ou indirectement à l'effet produit » [84]. Meade proposait de créer un marché afin d'internaliser les externalités et ne préconisait pas de recours à l'Etat ou seulement sous certaines conditions, tout comme Coase (1960). Pour celui-ci, l'Etat doit

attribuer des droits de propriété clairement délimités pour les ressources concernées par les externalités (eau, air dans le cas de la pollution), mais ces droits étant des marchandises comme les autres, elles s'échangent via le mécanisme des prix [85]. La solution de Coase permet un « compromis efficient entre pollution et coût de production » comme le rappelle Guerrien (2002) [86]. Néanmoins, cette solution n'est pas aisée à mettre en œuvre dans la mesure où l'impact de la dégradation de l'environnement concerne une multitude d'acteurs, comme les riverains d'un site de production, par exemple.

L'accès ouvert aux ressources naturelles est la deuxième défaillance du marché : Dasgupta et Heal (1980) ont constaté que l'affaiblissement d'un stock de ressources n'arrête pas la constance du niveau global de production, même à défaut d'un progrès technologique, puisque le capital produit peut remplacer les ressources naturelles [87], Toutefois, Pearce (2002) a montré que la croissance économique conduit nécessairement à l'augmentation de l'extraction des ressources naturelles et à l'émission de résidus dans l'environnement [88]. Les solutions généralement proposées pour ce type de défaillance sont soit la privatisation, soit la gestion par l'Etat.

Les deux défaillances du marché montrent qu'il est impossible d'atteindre un optimum de Pareto (optimum de premier rang) et donc de satisfaire aux conditions énoncées dans les théorèmes de l'économie du bien-être rappelés supra. Pour tenir compte de différentes contraintes institutionnelles (comme les externalités, la réglementation) les économistes Lipsey et Lancaster (1956) ont proposé une solution de second rang, c'est-à-dire une solution d'affectation des ressources la meilleure possible sous des contraintes données [89]. Le théorème du 'second best' est formulé comme suit : si une condition parétienne n'est pas atteignable, alors les autres conditions parétiennes, même si elles sont encore réalisables, ne sont plus souhaitables. En d'autres termes, pour qu'il y ait une solution de second rang, alors qu'un secteur ne remplit pas les conditions de Pareto, alors il faut que les autres secteurs ne la remplissent pas non plus.

Si la recherche d'un optimum reste possible et constitue un objectif de l'action publique dans le domaine des biens et services environnementaux, certaines conditions théoriques doivent

être remplies. Il peut s'agir par exemple de l'égalité entre le coût marginal de dépollution et le bénéfice marginal de celle-ci ou de l'égalité entre le coût marginal d'abattement et le dommage marginal évité. Mais se pose alors la question de l'évaluation des coûts et des bénéfices environnementaux. Les coûts renvoient à des notions différentes non seulement en termes de coût, marginal, moyen ou total, mais aussi dans le niveau concerné. Le coût sectoriel, mesuré par la perte de productivité est différent du coût macroéconomique ou encore du coût social estimé par la perte de bien-être. S'agissant des bénéfices environnementaux, différents concepts de valorisation peuvent être retenus. En effet, les biens et services environnementaux ont une valeur économique totale qui se décompose comme suit : *la valeur d'usage* qui provient de leur utilisation directe ; *la valeur d'existence ou valeur de legs* qui se définit, d'après l'OCDE [90], comme étant la valeur attachée à un actif environnemental (ou culturel) que les gens souhaitent transmettre à leurs enfants ou aux générations futures, il s'agit *d'une valeur de non-usage* qui est une perception non utilitariste de la nature [91]; la *valeur dite « récréative d'un site environnemental »* déterminée par la valeur accordée par les individus et qui doit également être préservée [92]. Enfin, *la valeur d'option* qui renvoie aux biens et services environnementaux non encore utilisés mais qui pourraient l'être dans l'avenir [43]. Ainsi l'optimum recherché par les interventions publiques peut aussi être considéré comme un optimum de protection des biens et services environnementaux et de prévention des risques liés à la dégradation de l'environnement et à ses impacts sur la santé humaine.

Déterminer l'ensemble des valeurs traduisant le gain ou le coût lié à une amélioration /détérioration de la situation d'un agent économique à la suite d'un changement de la qualité des services rendus par un bien environnemental fait l'objet de différentes méthodes décrites ci-dessous.

2.2 La recherche d'une méthode d'évaluation économique adaptée au domaine de la santé environnementale

Avant de présenter différentes méthodes d'évaluation économique susceptibles d'être adaptées au domaine de la santé environnementale, il est important de rappeler le principe de

l'évaluation au regard de ce que Dupuit (1844) appelait le consentement à payer (ou sa disposition à payer) d'un agent. Exprimé en termes de « surplus du consommateur » celui-ci correspond à la valeur attribuée au bien ou au service en excédent du prix qu'il serait prêt à payer. En l'absence du prix du marché, c'est le surplus du consommateur qui sert à mesurer l'utilité ou le bien-être de l'agent économique [93]. Ainsi dans le cas d'un individu soumis à une source d'émission polluante et lorsqu'une intervention est possible pour réduire les risques, en prenant la situation initiale comme référence, le Consentement A Payer (CAP) sera alors estimé par la somme maximale que le consommateur serait prêt à payer pour atteindre la nouvelle situation. Si la situation finale était la référence, le Consentement A Recevoir (CAR) serait estimé. En d'autres termes en ayant dépensé/ayant reçu, il lui est indifférent d'être dans l'une ou l'autre situation, toutes choses égales par ailleurs, son utilité est inchangée. Dès lors, pour l'évaluation économique en général et pour celle appliquée au domaine de la santé environnementale, en particulier, l'élicitation des préférences des agents économiques est centrale pour la démarche de mesure du surplus pour la collectivité associée aux interventions retenues. De plus, comme nous le rappelions supra, l'évaluation économique a pour objectif d'éclairer la décision publique d'allocation des ressources. Elle porte sur les coûts et les résultats des interventions liées à la réduction des risques d'exposition en termes de santé.

L'évaluation consiste donc à identifier et valoriser, d'une part, toutes les ressources mobilisées pour les interventions et, d'autre part, les effets sur la santé pertinents pour la population étudiée. C'est ce que nous décrivons dans le paragraphe 2.2.1 ci-dessous avant de nous intéresser aux méthodes proprement dites dans le paragraphe 2.2.2.

2.2.1 Valorisation des résultats de santé et des ressources mobilisées

2.2.1.1 Valeur économique des résultats de santé

Comme nous l'avons vu précédemment, la théorie économique fournit par l'approche de l'utilité espérée associée à la réduction du risque et par celle du capital humain pour la perte de productivité, des outils pour valoriser les effets sur la santé. Toutefois, comme le rappelle Treich (2005) [94], ces deux approches sous estiment la valeur qu'un individu associe à la

prévention du risque. Dès lors, le CAP, décrit supra, est plus adapté pour refléter les préférences des agents économiques pour la prévention, tout en prenant en compte le fait que l'individu peut être averse au risque.

Les risques sur la santé peuvent être exprimés en termes de morbidité et de mortalité. S'agissant des derniers, les bénéfices des interventions s'expriment en termes de vies sauvées. La valeur économique estimée via le CAP est souvent exprimée par la « valeur de la vie statistique - VVS», ou « Value of Statistical Life – VSL en anglais », c'est à dire le 'consentement collectif à payer pour éviter un faible risque d'un décès anonyme prématuré' [95]. Elle peut être donnée de façon simplifiée par $VVS = \frac{CAP}{\Delta p}$, avec p= probabilité associée au risque.

Par exemple, si un individu est prêt à payer 100€ pour une réduction du risque de décès de 1/10000, alors la VVS serait de 1 000 000€ ($VVS = \frac{100}{1/10000}$). Ainsi, une collectivité comprenant un million d'individus identiques serait prête à payer 100 millions d'€ pour réduire le risque.

Une récente méta-analyse conduite par Braathen pour l'OCDE (2011) fait état de la grande variabilité des VVS estimées dans 92 études réalisées dans 16 pays et portant sur les risques liés à l'environnement, au trafic routier et à la santé [96]. La VVS, en excluant les queues de distribution, oscillerait entre 59 000 $US\$_{2005}$ et 14 600 000 $US\$_{2005}$, avec une médiane de 1 406 306 $US\$_{2005}$ et une moyenne de 2 656 273 $US\$_{2005}$ (écart type : 157 509 $US\$_{2005}$). La VVS est bien sûr d'autant plus forte que la richesse du pays est élevée. Estimée par catégorie, les risques liés à l'environnement, au trafic routier et à la santé, ont un impact significativement positif sur la VVS. Rabl (2005) montre que dans le cas des impacts de la pollution atmosphérique sur la santé, il est plus pertinent d'utiliser l'espérance de vie comme indicateur plutôt que le décès, car la pollution ne peut pas être 'identifiée comme cause d'une mort individuelle' [97]. En conséquence pour effectuer une évaluation, il faut recourir à la « valeur statistique d'une année de vie - VAV» ou Value of Statistical Life Year (VSLY), en anglais » [98], qui est retenue dans les analyses de la morbidité, comme nous le voyons ci-

dessous.

En effet, s'agissant des effets en termes de morbidité, ou plus généralement de réduction du bien-être, liés à une maladie suite à l'exposition à un agent polluant par exemple, la durée de vie peut être retenue comme critère pour la valorisation des résultats de santé. Pour certains programmes liés à l'environnement, la VAV peut être utilisée. Celle-ci peut être calculée de façon simple à partir de la VVS d'un individu à un âge donné, à la suite de Pearce et al (2006) [82]: $VAV = \frac{VVS_A}{T - A}$, avec T= âge au terme d'une vie (ou espérance de vie E[Vie]) et A, l'âge actuel, ceci sans actualisation.

Des estimations sur la base d'évaluations contingentes (méthode décrite infra) font état d'une valeur de l'année de vie de 50 000€ [98] ou encore d'une valeur allant de 0.5 à 2 fois le PIB par habitant selon l'âge et le taux d'actualisation [99] En 2011, Desaigues et al. recommandent une VAV de 40 000€ dans les ACB conduites dans le cadre de politiques de réduction de la pollution atmosphérique en Europe. Cette estimation est basée sur une évaluation contingente conduite dans neuf pays européens dont la France. La VAV peut être estimée de façon simple sur la base du CAP comme suit $VAV = (CAP_3 \times 12) \times 4 \times (E[vie] - Age\,moyen\,de\,l'échantillon)$ [100][98] où CAP_3 désigne le consentement à payer mensuel pour un gain d'espérance de vie de trois mois et (E[Vie]) – Age moyen) le gain d'espérance de vie.
Enfin, un indicateur de qualité de vie, comme le QALY « Quality Adjusted Life Year », peut être utilisé. Un score, fondé sur les préférences de la population générale, est associé à chaque état de santé et permet de pondérer la durée de vie, pour estimer l'efficacité d'une intervention en termes d'utilité. 1 QALY correspond à une année de vie en parfaite santé. Cette approche est présentée plus bas.

Quelles que soient les méthodes d'évaluation économiques retenues, l'identification des bénéfices/résultats de santé et leur valorisation sont toujours plus complexes que celles des coûts et elles peuvent même susciter des controverses autour des valeurs retenues, comme décrites supra. Il faut néanmoins expliciter ce que nous retenons sous la notion de coûts.

2.2.1.2 *Valorisation des ressources allouées et estimation des coûts*

D'une manière générale, le terme de coûts 'renvoie, d'une part, aux ressources consommées dans la production d'une intervention de santé et, d'autre part, aux ressources non consommées mais rendues indisponibles par la production de l'intervention' [101]. Les premières renvoient aux coûts directs correspondant aux facteurs de production utilisés et les secondes aux coûts indirects, c'est-à-dire ceux des facteurs rendus indisponibles du fait de la mortalité prématurée ou de la morbidité associées aux risques. Nous les décrivons de manière plus précise dans ce qui suit.

- Les **coûts directs** représentent l'ensemble des coûts relatifs aux soins fournis par les services de santé, allant des soins ambulatoires réalisés au domicile, aux soins hospitaliers ou en institutions, en passant par les examens diagnostics, de prévention et les biens consommés, tels que les médicaments ou les dispositifs médicaux. Les coûts du transport du malade sont aussi inclus. De plus, les dispositifs de compensation du handicap liés à la maladie sont pris en compte dans l'estimation des coûts directs, ainsi que les temps passés par les aidants auprès du malade, comme celui de sa famille, par exemple [101]. Le coût d'opportunité – c'est-à-dire la valeur à laquelle on renonce lorsque les ressources ne sont pas utilisées de la meilleure façon possible - sert en principe de base à l'évaluation des coûts des facteurs de production. Les données de coût de production peuvent être recueillies systématiquement comme dans le cadre de la méthode du micro-costing, dite encore « down-top » qui consiste à mesurer toutes les ressources utilisées dans un processus de production puis à les valoriser à partir d'un coût unitaire puis total. En fait, cette méthode est rarement utilisée du fait du temps nécessaire à sa mise en œuvre. A l'inverse, la méthode « top-down » partant des données agrégées pour estimer les coûts unitaires pour une pathologie donnée, à partir d'une échelle de coûts par exemple, est plus commune [102]. D'une façon générale, le recours aux tarifs en vigueur pour différents biens et services sert de proxy aux coûts de production.

- Les **coûts indirects** proviennent des pertes de productivité et des autres coûts subis par le sujet en raison de son état de santé dégradé. Ils désignent la valeur du temps perdu du fait

de la maladie (c'est-à-dire le temps consacré à la prise en charge) ou des années de vie perdues du fait d'un décès prématuré. Les pertes de production subies par la collectivité représentent l'une des composantes les plus facilement quantifiables de la valeur de ce temps perdu. La méthode du capital humain et celle des coûts de frictions décrites supra peuvent servir de base à ces estimations, dont l'horizon temporel est toujours défini lors de l'analyse et inclut les pertes futures pour la société. Les données nationales sont prises en premier pour l'estimation, mais si elles ne sont pas disponibles, le recours à des données de pays de même niveau de développement est possible, en procédant à certains ajustements, en particulier liés au niveau de leur pouvoir d'achat. D'autres pertes de revenus peuvent être ajoutées lorsque la détérioration de l'état de santé a un impact sur des activités faites jusqu'alors pour des proches, comme des enfants ou des parents âgés.

- Les **coûts intangibles** représentent la valeur accordée à la perte de bien-être et de qualité de vie pour le patient, associée à son incapacité de faire des actes de la vie quotidienne ou des activités de loisirs, ou à sa douleur et à sa souffrance liées à sa maladie et à ses séquelles. Ce coût est plus difficile à mesurer en termes de valeur monétaire, à moins de recourir à des enquêtes spécifiques, comme celles estimant le consentement à payer ou à recevoir.

La réduction des risques de santé liés à l'environnement suppose des interventions dont les ressources sont évaluées aussi sur la base des facteurs de production mobilisés. Les coûts associés correspondent donc aux coûts d'investissements dans des programmes de réduction des émissions des polluants. Ils peuvent aller des coûts du développement et de l'application des technologies à la formation des agents. Comme précédemment, ces coûts sont calculés en termes de coût d'opportunité, c'est-à-dire relativement à la meilleure alternative possible [103]. En effet, différentes interventions sont possibles pour réduire l'émission/exposition, le décideur a le choix entre "réglementation - permis d'émission - information" et ces interventions ont des coûts et des efficacités différents. Les coûts des interventions sont évalués sur la base des données disponibles et dans un horizon défini lors de l'étude, pour le projet concerné et en s'appuyant sur des références dans le domaine des investissements publics [104]. Des contraintes d'estimation existent du fait du manque de données ou des difficultés à y accéder.

Cette approche de la valorisation des ressources et de la mesure des coûts sert de base aux estimations conduites dans le cadre de la méthode de l'analyse coûts-bénéfices retenue dans cette thèse et décrite plus bas.

2.2.2 Les méthodes d'évaluation économique généralistes

Plusieurs approches méthodologiques appliquées aux domaines de l'environnement et des transports permettent d'estimer les coûts et les bénéfices des interventions nécessaires à la prévention des risques et de les intégrer dans des processus de décision. Les principales institutions internationales, comme l'OMS et l'OCDE, et les services ministériels ou les agences spécialisées de nombreux pays développés (Royaume Uni, États-Unis d'Amérique, Canada, Australie, …) ont écrit des guides méthodologiques sur ces différentes méthodes en les adaptant à l'impact des dégradations de l'environnement sur la santé [82], [105, 106], [107–110]. Nous allons présenter d'abord les principales méthodes et ensuite celles qui sont généralement utilisées dans le domaine de la santé, et plutôt adaptées au domaine de la santé environnementale.

2.2.2.1 La méthode des préférences révélées

Il s'agit d'une méthode d'évaluation indirecte fondée sur l'information disponible des marchés, en d'autres termes, les comportements observés des agents servent de base à l'évaluation du surplus. Elle procède à une quantification monétaire des impacts immatériels des politiques sur le bien-être de la population. Il est à noter que la valeur attachée par la population à ces impacts ne peut être simplement déterminée grâce aux informations fournies par les marchés concernant, par exemple, le niveau des prix ou celui de la demande [83] dans le cas de l'amélioration de la qualité de l'air dans un quartier donné, par exemple. Cette évaluation peut prendre plusieurs formes décrites ici succinctement. La méthode des prix hédonistes [111] de façon simplifiée, s'appuie sur l'idée que la valeur accordée à un bien public désirable ou non (par exemple la pollution) est une composante ou une caractéristique de la valeur marchande observable d'autres biens, par exemple, le prix du logement dans un

quartier. L'approche des dépenses de protection fait référence au fait que les individus peuvent engager des actions pour se protéger des effets d'une dégradation de l'environnement, ce qui génère des dépenses de prévention ou de protection parfois non négligeables. Celles-ci peuvent être considérées comme un bénéfice minimal associé à une amélioration de l'environnement [82]. L'approche des coûts de transport ou de déplacement, s'applique aux biens ayant une valeur dite récréative rappelée supra. Pour avoir accès à ce type de bien, l'agent économique est supposé consommer des biens complémentaires à cet usage, comme se déplacer. La valeur de ce dernier permet d'approcher la valeur du bien environnemental [112]. Enfin, la méthode du coût de maladie, ou '*cost of illness*, en anglais' entre aussi dans ce type d'évaluation des préférences révélées. Elle consiste à estimer l'ensemble des dépenses associées à la survenue et à la prise en charge des maladies causées, dans le cas choisi, par une dégradation de l'environnement, ou qui pourraient être évitées par une amélioration de celui-ci. Le coût total de la maladie inclut les coûts directs de santé, les coûts indirects et intangibles définis précédemment. Cette méthode fournit généralement une borne inférieure de la valeur des dommages sanitaires [95], puisque qu'elle ne se base pas sur les comportements des agents mais sur des coûts estimés à partir des données disponibles. Hormis cette dernière, l'application des méthodes d'évaluation indirecte reste plutôt limitée en santé environnementale, en comparaison des méthodes directes présentées dans ce qui suit.

2.2.2.2 *La méthode des préférences déclarées ou l'évaluation contingente (EC)*

L'objectif de cette méthode est de traduire les variations de bien-être des individus en une mesure monétaire en réalisant une enquête ou un questionnaire auprès d'un panel de personnes concernées par cette variation de bien-être [95]. Cette approche permet d'estimer un CAP maximal ou à un CAR minimal pour bénéficier de certaines variations de l'offre de biens non marchands, ce qui correspond dans le domaine sanitaire à une variation donnée du risque de morbidité ou de mortalité. Le montant du CAP est alors déterminé, sur la base des réponses aux questionnaires et il présente une corrélation systématique avec les préférences sous-jacentes des personnes interrogées [82]. Cette technique est donc particulièrement utile pour connaître les impacts sur les biens non marchands. Dans le domaine de l'environnement où ces évaluations contingentes se sont beaucoup développées depuis le début des années

1990, elles se traduisent par la présentation aux personnes interrogées de scénarios hypothétiques faisant référence à la différence entre la situation actuelle et la situation atteinte si une modification de la qualité de l'environnement, par exemple, était réalisée via un programme ou des interventions précises. Outre leur facilité de mise en œuvre, elles peuvent être utilisées pour les valeurs de non usage et d'option, décrites supra, cette dernière pouvant être évaluée en intégrant l'incertitude. Ces méthodes d'évaluation ont été appliquées progressivement aux domaines de la santé et de la santé-environnement, où le CAP peut être évalué pour éviter la souffrance liée à l'asthme ou à une infection respiratoire, dont la relation serait établie avec les effets de la pollution par exemple. Cette approche, comme nous le verrons dans la discussion générale de ce travail peut venir en complément de l'estimation du coût de la maladie. Bien sûr, la réalisation de ce type d'évaluation comporte des exigences importantes notamment pour la conception et la mise en œuvre des enquêtes, que nous ne pouvons pas aborder dans le cadre de cette présentation mais qui sont bien analysées par Pearce et al (2006) [82].

2.2.3 Le choix d'une méthode d'évaluation économique adaptée au domaine de la santé et de l'environnement: l'Impact Pathway Analysis (IPA)

Des conditions spécifiques à la relation entre la santé et l'environnement nous conduisent à retenir des méthodes d'évaluation adaptées qui sont présentées et développées dans cette section. Mais ces méthodes nécessitent aussi de passer par une étape préliminaire essentielle relative à l'identification du risque environnemental.

2.2.3.1 La mesure du risque environnemental

En effet, la première étape indispensable est la caractérisation du risque avant l'évaluation de l'impact économique de la réduction des effets de celui-ci sur la santé : cette caractérisation du risque définit précisément la nature du risque, son ampleur et les probabilités qui le caractérisent [104].

A ce niveau, il est important de rappeler les catégories de risque identifiées dans le Rapport

Aschieri au 1er Ministre *(propositions de 1999 pour un renforcement pour la sécurité sanitaire environnementale)*. Ces dernières justifient des réponses différentes selon le degré de gravité et de réversibilité lié au risque, et aussi en fonction du niveau d'incertitude scientifique dont ils font l'objet :

- le risque identifié dont la preuve est établie de manière convaincante : sa gestion relève de la prévention (exemples du saturnisme et de l'amiante) ;
- le risque controversé pour lequel le développement du débat scientifique n'a pas débouché sur un consensus (effets de certains produits chimiques, des pesticides, et du méthylmercure) mais dont la gestion nécessite une précaution forte en relation avec sa gravité et son irréversibilité ;
- le risque émergent pour lequel le débat scientifique en est à ses prémices et dont la gestion nécessiterait une précaution faible dans la mesure où gravité et irréversibilité demeurent largement inconnues (antennes pour téléphone mobile) [113].

Mis à part les accidents tels que Fukushima [57] ou les problèmes de pollution industrielle majeure, par exemple la pollution au plomb par l'entreprise Metaleurop [114], les risques environnementaux actuels sur la santé ont été réduits dans les pays « les plus avancés », grâce à des mesures de contrôle et de prévention. Actuellement, l'attention est portée sur les contaminations de faible niveau, Vergriette (2006) parle de « toxicité chronique liée à l'exposition prolongée à de faibles doses des multiples polluants présents dans les milieux (…). Il y a donc un passage d'une approche déterministe de la santé (une cause entraîne nécessairement un effet) à une approche probabiliste (un faisceau de facteurs accroît la probabilité que survienne une ou plusieurs maladies) » [115]. Les conséquences de ces expositions apparaissent généralement sur le long terme, et les populations exposées sont souvent très importantes [116].

Dans un rapport d'analyse, l'ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail) (2007) avait réalisé une synthèse, non exhaustive, présentant des associations entre des facteurs de risques environnementaux et leurs impacts sur la santé. Ces derniers sont exprimés en termes d'affections ou de

pathologies répertoriées comme étant en lien avec un ou plusieurs risque(s) recensé(s). Le tableau de l'ANSES est présenté en Annexe 1 [117].

Trois méthodes sont utilisées pour évaluer l'impact d'une situation environnementale donnée sur la population humaine. La première est l'évaluation du risque selon la méthode du National Research Council (NRC) américain ; la deuxième méthode est celle de l'estimation de la charge environnementale de la maladie. Enfin, la troisième méthode d'évaluation du risque correspond à la première phase de l'Impact Pathway Analysis (IPA).

La méthode du National Research Council américain

Le NRC américain a défini, en 1983, l'évaluation des risques comme « une démarche méthodique de synthèse des connaissances scientifiques disponibles en vue d'évaluer les effets sur la santé résultant d'une exposition d'une population ou d'individus à une substance, un agent ou une situation dangereuse » [118]. Pendant de nombreuses années, cette approche a été considérée, au niveau international, comme l'outil de référence pour évaluer les risques sanitaires chimiques, biologiques et radiologiques liés à l'environnement.

« L'évaluation des risques comporte, après une description de la situation, les quatre étapes suivantes :

1. **l'identification** du potentiel dangereux du ou des agents concernés, indépendamment de la probabilité d'apparition d'effets néfastes ;
2. **l'estimation** de la relation dose-effet ou dose-réponse qui vise à quantifier la relation entre la dose d'exposition et la réponse de l'organisme ou sa probabilité de réponse ;
3. **l'évaluation des expositions** qui permet d'identifier les populations qui ont été, sont, ou seront en contact avec l'agent dangereux ainsi que les voies, niveaux et durées d'exposition correspondants ;
4. **la caractérisation du risque** qui constitue l'étape de synthèse de la démarche, de présentation et de discussion des résultats » [119].

L'estimation de la charge environnementale de la maladie

L'estimation de la charge environnementale de la maladie (ou '*Environmental Burden of Disease',* (EBD) en anglais) est une composante de la charge globale de la maladie. Elle quantifie les impacts sanitaires causés par des facteurs de risque environnementaux à l'échelle d'une population. L'EBD est généralement exprimée à partir des indicateurs de morbidité et de mortalité. Un indicateur composite, exprimé en années de vie ajustées sur l'incapacité (AVAI), (ou *disability-adjusted-life-year- DALY* en anglais) a été élaboré [117] et introduit par l'OMS au moment de la conférence de Budapest. Plusieurs groupes d'experts ont estimé l'EBD entre 2 et 5% du fardeau global de la maladie dans les pays de l'OCDE à hauts revenus (dont la France), en fonction des données produites par de Melse & de Hollander [1, 120]. Les travaux de Smith (1999), repris par l'OMS, estimaient celle-ci entre 25 et 33 % du fardeau global de la maladie au niveau mondial [121]. Ces différences sont liées aux méthodes de calcul et aux facteurs inclus qui diffèrent dans les deux types de travaux. Ce type d'estimation fait l'objet de nombreuses discussions et recherches du fait du caractère multifactoriel des maladies [49].

La mesure du risque de l'Impact Pathway Analysis (IPA)

Cette troisième méthode est une analyse des voies d'impact « Impact Pathway Analysis », ((IPA) en anglais) qui s'effectue en retraçant le passage du polluant sélectionné depuis son émission jusqu'aux récepteurs affectés, comme les populations ou les cultures [114]. L'IPA identifie la nature, l'ampleur, la mesure du risque lié à l'exposition au polluant étudié. L'impact de ce dernier est mesuré par une Fonction Dose Réponse (FdR). Lorsque le risque a été identifié, l'exposition constituant un facteur de risque et la réponse en termes d'effet de santé sont connus. En revanche, lorsque le risque est controversé ou émergent, l'exposition constituant le facteur de risque et la réponse sont mal ou inconnus, alors la FdR suscite des controverses, des discussions et des travaux d'expertise à grande échelle sont développés. L'incertitude de l'impact du facteur de risque/source d'exposition est étudiée et des analyses de sensibilité sont conduites. L'IPA inclut la valorisation des dommages liés au risque comme ceux sur la santé [13, 97]. Ceci fait de l'IPA une méthode d'évaluation alliant les analyses

environnementales et de santé afin de mesurer scientifiquement le risque dans une première étape, et dans une seconde étape, de mesurer l'impact des effets du risque sur la santé humaine puis de les valoriser et donc en d'autres termes en y intégrant une évaluation économique.

Cette dernière méthode paraît donc la plus adaptée au contexte de cette thèse, parce qu'elle caractérise le risque et intègre la dimension économique. Il reste donc à déterminer la méthode d'évaluation permettant le mieux de comparer les coûts et les bénéfices pour atteindre une situation efficiente dans le cadre d'une utilisation alternative de ressources.

2.2.4 L'IPA et le choix de l'Analyse Coût Bénéfice

L'Analyse Coût-Efficacité et l'Analyse Coût-Bénéfice sont présentées succinctement, comme deux méthodes permettant de comparer les coûts et les bénéfices des interventions, avant de sélectionner l'ACB comme étant celle qui permet d'aider le décideur public dans le choix des politiques de prévention en santé environnementale et en particulier celles en direction des enfants.

2.2.4.1 L'Analyse Coût Efficacité (ACE)

L'Analyse Coût Efficacité (ACE) relie les coûts d'une stratégie à ses conséquences exprimées en unités physiques, un nombre de cas de maladies évitées, un nombre d'années de vie gagnées, ou un nombre d'année de vie ajustées sur la santé (Health-Adjusted-Life-Years – HALY-, en anglais) ou sur la qualité de vie (QALY), ou encore sur l'incapacité (DALY). Les coûts sont exprimés en unités monétaires. Dans une ACE, il s'agit de fixer un objectif et de minimiser les coûts pour l'atteindre. Cet objectif peut être la réduction du niveau d'un agent polluant dans l'environnement, le plomb dans l'eau des canalisations destinées à la consommation courante, par exemple. Selon le principe de l'ACE, le décideur public va donc chercher à développer les interventions nécessaires tout en minimisant les dépenses. Cette méthode permet de déterminer la politique qui conduit à un objectif spécifique tout en induisant une perte minimale en termes de bien-être social, ou à maximiser un objectif de

prévention, estimée en nombre de vies sauvées, tout en contenant le budget collectif [94].

2.2.4.2 *L'Analyse Coût-Bénéfice (ACB)*

L'ACB est issue de la tradition du calcul économique des ingénieurs français utilisé d'abord dans le domaine de la planification des transports et de la politique de l'environnement [82]. Cette analyse vise à établir la désirabilité de politiques publiques au regard du bien-être de la société. Elle repose sur les fondements théoriques de la nouvelle économie du bien-être, décrits supra, et en particulier sur le principe de compensation de Kaldor-Hicks, selon lequel un état de l'économie est jugé supérieur à un autre si, pour l'atteindre, les bénéficiaires du changement peuvent potentiellement dédommager les perdants et ainsi conduire à une amélioration potentielle au sens de Pareto [122]. Ce principe permet donc de classer les différentes politiques de prévention en fonction des gains nets qu'elles génèrent sans tenir compte de leurs effets sur la répartition des revenus ou des patrimoines, par exemple. Cette dernière est l'objet d'autres politiques publiques de redistribution comme celles de la taxation, ou d'attribution de subvention. En conséquence, le décideur public peut dissocier les considérations d'équité supposées relever des effets redistributifs, de celles de l'efficience. Drummond et al. (2005) rappellent toutefois que l'ACB « ne se restreint pas à comparer des programmes de soins de santé, elle permet d'informer la collectivité sur les décisions d'allocations de ressources et de déterminer quels sont les objectifs qui valent la peine d'être réalisés, compte tenu des utilisations alternatives de ressources et détermine ainsi quels sont les programmes valables » [123]. Si en vertu du principe de compensation, l'arbitrage efficience-équité est minimisé, il n'en demeure pas moins que cette dissociation est loin d'être aisée dans la réalité et des améliorations à l'approche de base peuvent être apportées, en mettant en place des coefficients de pondération selon les groupes sociaux perdants-gagnants [83]. Nous reviendrons sur ce point dans la discussion générale.

L'ACB est donc un outil qui permet de comparer l'ensemble des gains et des pertes d'utilité, ou de bien-être et permet au décideur public d'adopter un point de vue large, portant ici sur les effets en termes d'incidence sur l'environnement et sur la santé. Les bénéfices et les coûts sont exprimés en unités monétaires, à la différence de l'ACE, ce qui permet au décideur

d'inclure une variation d'échelle de la mise en œuvre de la politique ou du projet et de définir une échelle optimale [83]. L'expression en unités monétaires reflète le CAP des agents décrit supra.

La règle de décision de l'ACB consiste à retenir celle qui génère un bénéfice (B) supérieur à un coût (C), ou en d'autres termes celle dont le bénéfice net (B-C) est positif ou pour laquelle le rapport B/C est supérieur à 1. L'option préférée sera celle qui maximise ce bénéfice net, et par conséquent, la nouvelle stratégie de santé issue d'une ACB sera basée sur l'apport d'un bénéfice net maximal pour la société [82, 123, 124].

2.2.4.3 Le choix de l'ACB

En comparant ces deux méthodes en termes d'aide à la décision publique, il apparaît que l'ACE est centrée sur la question d'efficience productive tandis que l'ACB l'est sur la question d'efficience allocative, à savoir quel budget optimal est-il légitime pour la collectivité d'allouer à une activité donnée de prévention? [123]. Comme l'explicite Treich (2006), l'ACE intègre les coûts technologiques mais n'intègre pas un calcul explicite des bénéfices de la réduction de l'exposition au risque fixée par une norme, par exemple. Dans ce cadre, comment peut-on, sans examiner les bénéfices associés aux réductions du risque, définir un niveau acceptable du risque ? L'ACB suggère que le niveau de risque doit dépendre des caractéristiques techniques et économiques de la fonction de réduction du risque et des caractéristiques de la population exposée [125]. Compte tenu de la nécessité d'allouer de façon efficiente des ressources limitées dans le cadre de politiques de prévention en santé environnementale, **l'ACB** parait être l'outil économique le plus pertinent. L'ACB est aussi sélectionnée parce qu'elle suppose que l'idée de donner une valeur aux biens et services engagés est acceptée. La Haute autorité de santé (HAS) parle de « valeur sociale de la dépense publique » reconnue dans ce type d'évaluation économique comme la plus adaptée dans le cadre de l'allocation des ressources collectives, en dépit des débats de méthode qu'elle suscite [122]. Enfin, l'évolution de ces valeurs dans le temps et les conséquences sur les générations présentes et futures sont prises en compte dans l'ACB, notamment au travers de la procédure d'actualisation et les incertitudes nécessairement associées à l'ensemble des paramètres [104]

« interdisciplinaires » dans le domaine de la santé environnementale. Ces deux questions relatives à la prise en compte du bien-être inter-temporel et de l'incertitude sont au cœur de l'analyse de la prévention des risques et sont inséparables de l'idée de soutenabilité sous-jacente au développement durable, tel que présenté en section 1.2 de ce document, et du principe de précaution associé à certains types de risque, comme nous l'avons décrit. Or, dans l'ACB, le taux d'actualisation ou d'escompte [116] permet la réflexion autour de ces questions. L'acuité de ces questions est d'autant plus importante que les risques portent sur la santé des enfants et dont les effets sont différés, comme nous le verrons plus bas.

2.2.4.4 L'ACB dans l'IPA

Comme il a été rappelé supra, les impacts de l'exposition à des risques environnementaux sur la santé sont pris en compte dans l'IPA. Dans celle-ci les coûts et les bénéfices de la réduction des risques sont évalués au moyen d'une ACB. Pour faciliter une présentation homogène des coûts et bénéfices, nous retenons la forme d'équations simples décrites ci-dessous et qui s'appuient sur les différents concepts définis en amont dans ce document. Ces équations sont utilisées aussi dans les analyses publiées ayant trait au plomb et au methylmercure et présentées dans cette thèse.

Évaluation des bénéfices

Pour rappel, dans une ACB, les bénéfices sont mesurés en termes de coûts évités.
L'équation des bénéfices associés la réduction d'un polluant peut s'écrire ainsi :

$$B = B_{med} + B_{indirect} + B_{autre} \quad (1)$$

Où B_{med} représente les coûts directs de santé évités; $B_{indirect}$ correspond aux coûts indirects évités et B_{autre} représente les coûts intangibles.

Les coûts directs évités

Les coûts directs de santé évités se décomposent de la manière suivante :

$$B_{med} = B_{prevention} + B_{traitement} \quad (2)$$

Où $B_{prevention}$ correspond aux coûts de prévention évités (exemple : dépistage) et $B_{traitement}$, aux coûts évités de traitement (médicaments, hospitalisation, consultations médicales).

Les coûts indirects évités

Les coûts indirects évités sont généralement composés par :

$$B_{indirect} = B_{gain}/w + B_{social} \quad (3)$$

Où B_{gain}/w représente la « perte de gains évités sur une vie entière » (lost lifetime earnings), avec l'application d'un facteur d'actualisation w ; B_{social} représente les autres coûts sociaux évités.

Les coûts intangibles évités

La souffrance et la dégradation de la qualité de la vie, associée à l'empoisonnement au polluant étudié peuvent être quantifiés par l'approche du *pretium doloris.*

$$B_{autre} \quad (4)$$

De façon détaillée, l'équation (1) du bénéfice B devient alors :

$$B = B_{prevention} + B_{traitement} + B_{gain}/w + B_{social} + B_{autre} \quad (5)$$

En fonction du niveau d'incertitude, les différents bénéfices peuvent se décomposer en fonction de coûts évités selon des intervalles de confiance ou de plusieurs 'valeurs seuil' ou 'valeurs coupe' ('*cut off*' en anglais) hypothétiques dans les doses d'exposition.

Évaluation des coûts d'investissement

Les coûts d'investissements sont représentés par des coûts de régulation des émissions C_{reg}, à partir de différents programmes d'investissements dans des procédés industriels réduisant les émissions, des coûts de décontamination des sites pollués C_{dec} et des coûts d'information C_{inf} en direction des personnes susceptibles d'être exposées aux polluants sélectionnés. Ces coûts sont donnés par l'équation ci-dessous.

$$C = C_{reg} + C_{dec} + C_{inf} \quad (6)$$

Des plans d'investissement peuvent courir sur plusieurs années donc les coûts associés sont répartis sur différents périodes.

Évaluation des bénéfices nets et management du risque dans le temps

En fonction de la règle de décision présentée supra :

Si le bénéfice net B_{net} = (B-C) >1, le décideur peut calibrer les mesures de prévention nécessaires à prendre pour réduire l'exposition du polluant étudié au niveau de différentes sources d'exposition.

Si le bénéfice net B_{net} = (B-C) <1, les ressources ne doivent pas être allouées par le décideur public, les coûts d'investissements étant plus importants que les bénéfices d'une réduction du polluant étudié.

Application d'un facteur d'actualisation

Dans la pratique standard du calcul économique, l'objectif est de ne retenir que le bénéfice net actualisé positif calculé à partir des coûts et des bénéfices des différentes options politiques en fonction d'un scénario de référence donné.

Ce bénéfice net actualisé est donné par l'équation ci-dessous :

$$\sum_t [B(t) - C(t)] / (1+s)^t > 0 \quad (7)$$

Où $1/(1+s)^t$ est le facteur d'actualisation avec s le taux d'actualisation et t le nombre d'année retenu. Ce facteur d'actualisation est appliqué à l'estimation des bénéfices (comme les coûts sociaux indirects liés à perte de productivité future évitée, et les autres coûts évités s'ils vont au-delà de la période présente) et des coûts d'investissement.

2.2.5 Peu d'évaluations économiques en santé-environnement en France

Avant de clore l'introduction générale de cette thèse, il peut être utile de s'interroger sur la contribution des évaluations économiques aux processus de décisions dans la prévention des risques et au débat public en France.

Selon le rapport « les perspectives de l'environnement de l'OCDE », édition 2001, les coûts directs et indirects de santé liés à l'environnement estimés par de Melse et Hollander s'élevaient à 3.2% du PIB (c'est-à-dire de l'ordre de 750 $ par habitant et par an) dans les pays de l'OCDE à hauts revenus, tels que la France. Les déterminants environnementaux comme la pollution atmosphérique, les produits chimiques et le bruit apparaissent comme les plus importants facteurs de risques pour la santé [120]. Au niveau des produits chimiques, le REACH a écrit un guide et des recommandations sur l'analyse socio-économique en santé environnementale [126]. Les instances gouvernementales et les chercheurs aux Etats-Unis, au Canada et en Europe ont publié plusieurs évaluations sur l'exposition à la pollution atmosphérique, des métaux, de l'air en Europe (incluant la France) [127].

Cependant, en France, très peu d'études spécifiques ont évalué l'impact économique de la pollution sur la santé de la population. Les seules réalisées en l'état de nos recherches bibliographiques sont présentées ci-dessous.

- La pollution atmosphérique et ses conséquences :
    - Une étude sur la monétarisation des effets de la pollution atmosphérique "un état

de l'art" pluridisciplinaire [13] et une autre ciblée sur l'Ile de France [95], toutes deux utilisaient l'IPA.

  - le coût de traitement de l'asthme imputable à la pollution atmosphérique extérieure non biologique : ce coût était compris entre 200 et 800 millions d'euros pour l'année 2006 en estimant que 10 à 35% des cas d'asthme étaient attribuables à l'environnement et après extrapolation des dépenses estimées pour l'année 1999 (avec un taux de progression de +43%), d'autres fiches complètent cette étude et donnent des pistes pour de prochaines évaluations [117];

- Le coût de la prise en charge des soins du cancer attribuable à l'environnement a également été estimé, il est de l'ordre de 100 à 500 millions d'euros en 2004, avec une fraction attribuable à l'environnement pour tous les cancers variant entre 1 et 5% [117].

- Le coût de la canicule 2003, en ne retenant que les surcoûts liés aux soins urgents pour les 70 ans et plus :
  - une hypothèse « basse » (en termes de retentissement financier pour l'assurance maladie) correspondant aux coûts évités par 6 mois de vie perdue et à une augmentation de 10% des coûts des soins de suite : soit une dépense de 10 millions d'euros ;
  - une hypothèse « haute » (du même point de vue), correspondant aux coûts évités par 1 mois de vie perdue et à une augmentation de 40% du coût des soins de suite : soit un total de 280 millions d'euros.

- Le coût d'une catastrophe naturelle [128].

Il convient de souligner que les dépenses d'assurance maladie étaient, en règle générale, les seules dépenses prises en compte dans ces différentes évaluations. Elles ne représentent donc qu'une fraction de l'impact économique réel supporté par la société à court, moyen et long terme. De plus ces évaluations n'étaient réalisées qu'à un instant t.

Ce sont autant de raisons qui ont motivé les travaux conduits dans le cadre de cette thèse et

portant sur l'évaluation des politiques publiques de prévention des risques liés à l'environnement pour la santé des enfants en France et dont la problématique peut être résumée comme suit.

La problématique de la thèse

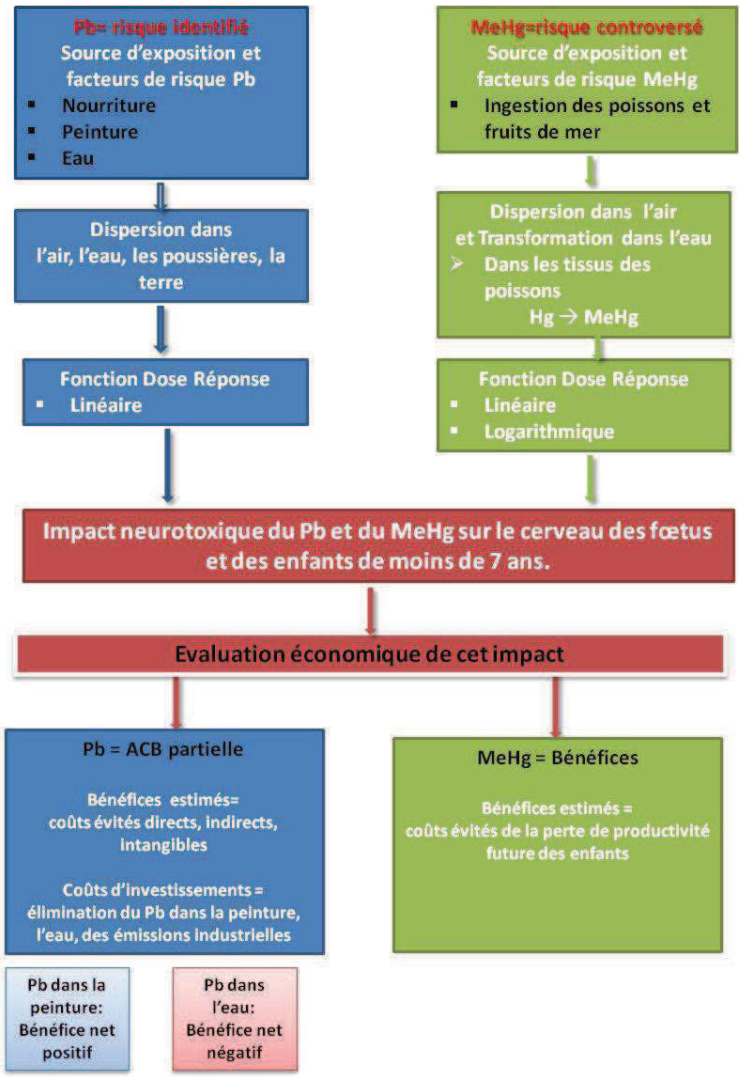
Les politiques publiques françaises ont encore très peu utilisé l'approche économique pour des décisions de prévention des risques liés à la dégradation de l'environnement et à ses effets sur la santé humaine, en particulier celle des enfants, qui sont en général plus sensibles à de tels risques. L'introduction générale de cette thèse a mis en évidence le bien-fondé de l'intégration de l'évaluation économique dans les processus de décision en faisant le choix de l'ACB dans l'IPA afin d'aider le décideur public dans l'allocation des ressources et dans les choix d'investissements dans ce domaine spécifique. Le second objectif, et pour ainsi dire le défi de cette thèse, est de contribuer à combler le retard en France dans l'utilisation d'une approche économique associée à la réduction des impacts des risques environnementaux pour la santé des enfants, en présentant des applications de cette démarche aux effets du plomb et du méthylmercure.

La structure de la thèse

La problématique de cette thèse recouvre un champ d'investigation extrêmement vaste et, il est apparu nécessaire de le restreindre. A cet effet, la première partie définit la population de l'étude (1). Puis, une seconde partie justifie la relation « exposition environnementale-évènement de santé » sélectionnée dans la population cible (2) avant de présenter, dans une troisième partie, l'IPA dans le cas du plomb et du méthylmercure et l'évaluation économique de leurs effets, basée sur les résultats de la littérature (3). Ensuite, les travaux empiriques, présentés sous la forme de trois articles dans le cadre de cette thèse, visent à combler le manque d'évaluations économiques de la prévention des risques liés aux expositions à des polluants environnementaux en France (4). Comme l'illustre la figure ci-dessous, le premier article présente une ACB dite « partielle » associée à la réduction de l'exposition au plomb bien qu'il n'y ait « pas d'estimation unique qui reflète fidèlement les coûts et les bénéfices de la maîtrise des risques liés au plomb » [129]. Le second article, quant à lui, propose une première estimation économique de la maîtrise des risques liés au mercure en France à partir de l'estimation des bénéfices de la réduction de l'exposition prénatale au méthylmercure. Et, le troisième article, en cours de rédaction, propose également une ACB partielle de la réduction de l'exposition au plomb dans la population infantile française, se focalisant sur le cas du remplacement des canalisations d'eau contenant du plomb.

Enfin, la dernière partie de la structure de la thèse se présente sous la forme d'une discussion générale : cette section revient sur les apports, les limites et les perspectives de l'intégration de l'évaluation économique dans les politiques de prévention des risques liés à la dégradation de l'environnement et à ses effets sur la santé de l'enfant exposé aux risques neurotoxiques de l'environnement (5).

Figure de la structure des travaux empiriques réalisés dans les trois articles de la thèse



Source : Figure adaptée à partir de Rabl et al sur l'IPA [130] Pb=Plomb, MeHg=Méthylmercure

1 La population sélectionnée : les enfants

1.1 Les chiffres importants de leur vulnérabilité et les actions mondiales

Les enfants sont parmi les principales victimes de l'atteinte de l'environnement en termes de santé et constituent de fait une population « vulnérable ». En 2002, dans un communiqué de presse, l'OMS fait état de plus de trois millions d'enfants de moins de cinq ans qui meurent chaque année de causes et d'affections liées à l'environnement. Selon cette même source, les enfants subiraient plus de 40 % de la charge mondiale de morbidité imputable aux facteurs de risque dans l'environnement, alors qu'ils ne représentent qu'environ 10 % de la population [131]. L'OMS a rédigé un plan d'action pour l'environnement et la santé des enfants en Europe. Ce document, élaboré à l'attention des décideurs, a été adopté en 2004 lors de la 4ème conférence ministérielle sur l'environnement et la santé de Budapest («The future for our children"). Il met l'accent sur les facteurs de risque environnementaux qui affectent le plus la santé des enfants en Europe : pollution de l'air extérieur et intérieur, eau et assainissement, produits chimiques, traumatismes, salubrité alimentaire et nutrition, changements climatiques, facteurs socio-économiques et tabac. La cinquième conférence de l'OMS sur l'environnement, tenue en 2010, poursuit cette thématique en se focalisant sur la protection des enfants dans un environnement en mutation.

1.2 Les principales raisons de leur vulnérabilité

D'après l'OCDE, « les enfants sont plus sensibles que les adultes à la pollution de l'environnement parce qu'ils sont en développement et leur activité métabolique est plus intense. Non seulement l'organisme des enfants ne réagit pas de la même manière que celui des adultes aux mêmes niveaux apparents d'exposition, mais il est moins à même de métaboliser les polluants ou de les éliminer. De plus, adultes et enfants sont exposés à des types différents de risque, essentiellement parce qu'ils n'ont pas les mêmes activités. Les enfants passent généralement plus de temps à l'extérieur et sont donc plus exposés à la

pollution des sols et de l'air extérieur. Étant par ailleurs moins conscients des risques environnementaux qui les entourent, ils peuvent donc être exposés à des niveaux plus élevés de pollution que les adultes » [132]. L'exposition aux risques environnementaux peut avoir des effets sur la santé avant même la naissance. Par exemple, malgré les avantages que présente d'une manière générale l'allaitement au sein, le lait maternel peut être dangereux pour le nouveau-né s'il contient de fortes concentrations de contaminants. Les enfants en bas âge, dont l'organisme se développe rapidement, sont particulièrement vulnérables mais il arrive que les effets nocifs ne se manifestent qu'à un stade ultérieur de leur existence [133]. L'espérance de vie à la naissance augmente dans les pays développés mais les effets des expositions qui surviennent dans les premières années de vie peuvent se faire sentir pendant une plus longue période et se traduire plus tard par des problèmes de santé si des actions ne sont pas conduites [115]. A contrario, une réduction de l'exposition au moment présent permettrait de réduire des risques pouvant survenir dans le futur. Comme le soulignent Pearce et al (2006), la latence constitue un problème majeur dans l'évaluation des risques environnementaux pour la santé des enfants [82].

1.3 Les actions conduites en France

En France, les recommandations du Grenelle de l'environnement et du PNSE2 ont défini comme prioritaire la réduction d'une exposition précoce des enfants, *in utero* et dans les premiers âges de la vie, en raison des conséquences sanitaires majeures que celles-ci peuvent avoir ensuite sur le développement, en termes de handicaps, de maladies chroniques, d'atteintes neurologiques ou de pathologies lourdes à plus long terme tels que les cancers. Plus spécifiquement, l'action 18 du PNSE2 vise à réduire l'exposition des enfants et des femmes enceintes ou en âge de procréer aux substances les plus dangereuses en renforçant la lutte contre l'exposition au plomb et autres substances préoccupantes, en renforçant le contrôle et la traçabilité des substances, préparations et articles mis sur le marché en France, en développant des campagnes ciblées de contrôle (dans la suite de l'action 22 du PNSE1) notamment sur les produits destinés aux enfants et les cosmétiques. De plus, la France a adopté une politique ambitieuse dans le cadre du règlement REACH (Registration, Evaluation, Autorisation, CHemicals) visant à réduire l'utilisation des substances les plus

toxiques et, en maîtrisant les agents CMR (Cancérogènes, Mutagènes et toxiques pour la Reproduction) produits non intentionnellement mais présents dans les produits de consommation mais aussi en menant un programme d'évaluation des substances déjà classées cancérogènes par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) [134].

2 La relation sélectionnée

La sélection d'une relation exposition environnementale-évènement de santé est fondée sur l'évidence scientifique mise en lumière par la littérature.

2.1 L'exposition environnementale choisie : le plomb et le mercure

En 2007, le réseau européen PINCHE (Policy Interpretation Network on Children's Health and Environment) a donné la priorité aux polluants dans l'air extérieur, la fumée de tabac environnementale, les allergènes et le mercure [135]. Ont également été considérés les retardateurs de flamme bromés, le plomb, les BPC, les dioxines, les allergènes, les rayonnements ionisants et les sources de bruit. A partir de ces recommandations et des recommandations du PNSE2 et aussi, en fonction des données disponibles en France au moment du début de cette thèse, **l'exposition environnementale des enfants au plomb et au mercure** a été sélectionnée parce qu'il existe des associations solidement établies entre ces deux polluants environnementaux et des évènements de santé.

2.2 Les évènements de santé sélectionnés : Les troubles cognitifs chez les enfants

Le plomb (Pb) et le méthylmercure (MeHg) provoquent **des troubles du développement neurologique et de disfonctionnement cérébral clinique chez les enfants de moins de 6 ans**. D'après Grandjean et Landrigan (2006), les effets du Pb et du MeHg peuvent se traduire sous forme d'autisme, de trouble déficitaire de l'attention, de retard mental, ou encore de paralysie cérébrale. Ces effets sont communs, coûteux et peuvent entraîner une invalidité

permanente [136] [137]. Les désordres neuro-développementaux pourraient affecter 5 à 10% des bébés dans le monde entier [138]. Toutefois, selon l'ANSES, la part attribuable aux facteurs environnementaux dans la survenue de troubles neurologiques est très difficile à évaluer. Les troubles mentaux du comportement sont courants pendant l'enfance et l'adolescence et l'OMS estime que 10 à 20% des enfants dans les pays développés présentent un ou plusieurs troubles. Des facteurs génétiques, psychologiques et sociaux en expliquent une large part. De plus, il est à noter que « les processus de développement cérébraux requièrent des interactions avec l'environnement. Cette notion d'environnement est complexe et joue pourtant un rôle fondamental dans la compréhension du développement cérébral et mental » [139].

3 L'Impact Pathway Analysis du Plomb et du méthylmercure et l'évaluation économique de leurs effets

3.1 La mesure du risque appliquée au Plomb et au méthylmercure

Comme cela a été présenté dans la partie introductive de cette thèse, l'IPA est la méthode d'évaluation retenue dans ce travail. Elle va donc être utilisée ici pour mesurer le risque lié à l'exposition infantile au Pb, d'une part et au MeHg, d'autre part.

Plusieurs sources d'exposition au Pb ont été identifiées, les principales étant la nourriture - à travers la consommation des céréales et des légumes - l'ingestion de poussières ou d'écailles de peinture au Pb dans l'habitat ancien, et l'eau du robinet en raison de la présence de Pb dans les anciennes canalisations des vieilles maisons et des systèmes publics [137]. L'exposition humaine au MeHg, quant à lui, se produit principalement par l'ingestion de fruits de mer et de poissons [140].

Les impacts de ces deux polluants sont mesurés par une fonction dose-réponse et l'incertitude de l'impact du facteur de risque est prise en compte par une analyse de sensibilité ou par des estimations basées sur différentes valeurs seuil ou valeurs de coupe.

Dans le cas du Pb, le risque a été identifié, la dose officiellement reconnue comme délétère est de 100µg/L. Sous ce seuil, d'après l'étude de Lanphear et al, [141], à partir de la dose de 24 µg/L, la réponse se traduit pourtant déjà par une diminution des points de QI. Cette valeur basse de la dose nocive a été reprise dans l'évaluation économique de Gould [129]. Des études ont utilisé des variations différentes de points de QI à 100µg/L, notamment, l'étude de Brown [142], Grosse [143], et de Trasande et Liu [144].

Dans le cas du MeHg, le risque est plus controversé, l'impact de l'exposition au MeHg et la réponse en termes de troubles cognitifs chez les fœtus et les enfants de moins de 6 ans, se traduisent également par des troubles neuro-développementaux, et notamment par une diminution des points de QI. Mais la dose et sa réponse font débat entre experts, l'incidence et la prévalence sont discutées en Europe et aux US, plusieurs seuils sont recommandés. Les différentes études sélectionnées ici sont représentatives de ces débats et retiennent plusieurs niveaux de dose, notamment celui de Trasande [145, 146] et de Rice et al, qui ont basé leurs estimations sur deux scenarios d'émissions de mercure [147] et ont réalisé une analyse de sensibilité en faisant varier le seuil de plausibilité de la neurotoxicité de 5% à 95% [148]. En Europe, très peu d'études traitent ce sujet. Seuls les travaux de Rabl et Spadaro [149] et de Sundseth et al [150] ont appréhendé le problème de l'impact de l'exposition au MeHg à un niveau global, c'est-à-dire mondial.

3.2 L'ACB dans l'IPA appliquée au Plomb et au méthylmercure : résultats de la revue de littérature

3.2.1 Les évaluations économiques des bénéfices et des coûts d'investissements et l'exposition infantile au Plomb

La sélection des articles a été réalisée à partir de plusieurs **critères d'inclusion** : Pb, saturnisme, population infantile ≤ 6ans, coûts d'investissements nécessaires pour réduire l'impact du Pb et/ou bénéfices monétaires, ACB. Et les **critères d'exclusion** étaient les suivants : adolescents et adultes, exposition à des polluants autres que le Pb, impacts

sanitaires différents de la neurotoxicité, les études non économiques, les études d'évaluation économiques de type ACE.

La revue de la littérature a été faite sur Pubmed en utilisant les dates et les mots clé suivants pour le Pb : (("2000"[Date - MeSH] : "2011"[Date - MeSH])) AND lead poisoning and children and (economic estimates or costs or benefits)). Parmi les 67 études sélectionnées, 6 dataient d'avant 2000, 47 ne correspondaient pas à l'ensemble des critères de sélection et n'ont pas été retenues (14 études portaient sur d'autres polluants, 28 articles portaient sur la prévention ou le dépistage, la contamination, le traitement, la sociologie liée à l'exposition du Pb, l'industrie du Pb, les recommandations liées à l'exposition du Pb et enfin 5 étudiaient l'évaluation du risque lié au Pb).

En conséquence, 14 études respectent les critères de sélection indiqués. Toutefois, trois d'entre elles publiées dans le journal Environmental Health Perspectives (EHP) commentant des études réalisées antérieurement n'ont pas été présentées dans le tableau 1 ci-dessous, il s'agit de deux articles de Hood (2002) (2003) [151, 152] résumant les résultats de Brown (2002) [142] et de Grosse et al (2002) [143], et l'article de Geller (2009) [153] commentant Gould (2009) [129] et établissant un lien entre les résultats obtenus et les actions politiques à mettre en place.. L'étude de Chenoweth et al (2009) [154] qui reprend la même méthodologie de l'étude de Landrigan et al (2002) [155] en l'adaptant à un Etat américain n'est pas présentée non plus.

Deux études phare datant d'avant 2000, complètent cette sélection : celle de Schwartz (1994) [156] et celle de Salkever (1995) [157] qui ont été les premières à examiner l'influence de petits changements du quotient intellectuel (QI) sur les pertes de revenus futurs des enfants. Le Tableau 1 présente les principaux résultats de cette revue de littérature portant sur les évaluations économiques relatives au plomb, issues de 12 articles. Il est à noter qu'en France, peu d'évaluations économiques de l'impact du plomb sur la santé des enfants ont été élaborées, à l'exception des études de Chanel [158–160].

Tableau 1 : Evaluations économiques retenues dans le cas du Plomb issues de la revue de la littérature

AUTEURS/ SCENARIO	FDR : paramètre de santé/Mesure du polluant	Taille de la population infantile/Unité de temps	BENEFICES Coûts évités	COUTS D'INVESTISSEMENTS	W	Analyse de Sensibilité	ACTIONS PUBLIQUES SUGGEREES
Schwartz 1994 [156]	QI/plombémie	Echantillon 1 année de cohorte	OUI Coûts sociaux évités (éducation, productivité)	NON	NON	NON	Limitation des émissions :Réduction du pb (-1µg/dl), bénéfices substantiels estimés a niveau de la scolarité, du travail et des revenus
Salkever 1995 [157]	QI/plombémie	Echantillon 1 année de cohorte	OUI Coûts sociaux évités	NON	NON	NON	Limitation des émissions : bénéfices supérieurs à ceux de Schwartz
Grosse et al 2002 [143]	QI/plombémie	3.8 million d'enfants de 2 ans/ de 1976 à 1999/an	OUI Coûts sociaux évités (éducation, productivité)	NON	OUI 5%	OUI	Limitation des émissions : Réduction du pb amélioration de la productivité des travailleurs et augmentation des revenus
Brown 2002 [142]	QI/plombémie	Echantillon (2 zones urbaines)	OUI Coûts sanitaires et sociaux évités (éducation, productivité)	OUI (impact peinture avec plomb : réparation, relogement)	OUI 3 à 5%	OUI	Régulation : application stricte des politiques de prévention sur les habitations contenant du plomb en vue de prévenir des niveaux de plombémies élevées, suivi, réparation, relogement
Landrigan et al 2002 [155]	QI/plombémie	cohorte d'enfants de 5 ans/ an	OUI Coûts sociaux évités (éducation, productivité) (approche FAE)	NON	NON	NON	Information: Augmenter les ressources de la recherche, de la prévention et du suivi
Jacobs et al 2003 [161]	QI/plombémie	Impact enfant	NON	OUI (impact peinture avec plomb : nettoyage)	NON	NON	Action de décontamination : coûts élevés
McLaine et al 2006 [162]	QI/plombémie	Impact enfant	NON	OUI (impact peinture avec plomb : relogement)	NON	NON	Action de relogement pendant travaux de décontamination
Mielke et al 2006 [163]	QI/plombémie	Impact enfant à la Nouvelle Orléans	NON	OUI (impact peinture avec plomb : nettoyage par alluvion)	NON	NON	Action de décontamination : coûts élevés
Nevin et al 2008 [164]	QI/plombémie	Equation incluant le nombre d'enfants par foyer	OUI	OUI (impact peinture avec plomb sur les fenêtres)	NON	NON	Proposition d'allocations des ressources visant à changer des fenêtres contenant du plomb
Gould 2009 [129]	QI/plombémie	cohorte 0-6 ans	OUI Coûts sanitaires et sociaux évités (éducation, productivité, criminalité)	OUI (impact peinture avec plomb)	NON	OUI	Régulation: retour sur investissements substantiels et bénéfices d'une réduction importants
Muennig 2009 [165]	QI/plombémie	cohorte 0-6 ans	OUI Coûts sanitaires et sociaux évités (éducation, productivité, bien être criminalité) QALYS	NON	OUI 3%	NON	Limitation des émissions : Réduction du pb (-1µg/dl à 10µg/dL) bénéfices monétaires importants
Trasande et Liu 2011 [144]	QI/plombémie	cohorte de naissance d'enfants/ an	OUI Coûts sociaux (éducation, productivité) (approche FAE)	NON	NON	OUI	Réactualisation Landrigan, coûts évités substantiels estimés, poursuivre l'élimination de la peinture à base de plomb et la décontamination dans les vielles maisons

3.2.2 L'évaluation économique des bénéfices et des coûts d'investissements et l'exposition infantile au méthylmercure

Comme pour le plomb, la sélection des études a été réalisée à partir de plusieurs **critères d'inclusion** : MeHg, troubles neuro-développementaux, population infantile ≤ 6ans, coûts d'investissements nécessaires pour réduire l'impact du MeHg, bénéfices monétaires, ACB. Et les **critères d'exclusion** étaient les suivants : adolescents et adultes, exposition à des polluants autres que le MeHg, autres impacts sanitaires différents de la neurotoxicité, les études non économiques.

La revue de la littérature a été faite sur Pubmed en utilisant les dates et les mots clé suivants pour le MeHg : (("2000"[Date - MeSH] : "2011"[Date - MeSH])) AND methylmercury and children and (economic estimates or costs or benefits). 34 études ont été sélectionnées, parmi lesquelles, la majorité des études -29- portaient sur l'analyse bénéfice-risque lié au MeHg et à la consommation de poisson. Seules les 5 études estimant les bénéfices monétaires d'une réduction du MeHg dans le sang des enfants, aux USA, ont été retenues. Deux autres études ont été ajoutées : celle de Gayer et Hahn (2006), inaccessible par le biais de pubmed [166] et celle de Griffiths et al (2007) [167] réalisée par des chercheurs de l'agence américaine de la protection de l'environnement (l'US EPA). Enfin, la thèse de Rice (2005) sous la direction de Hammitt, [143] a été ajoutée à cette revue. Donc 8 études, dont l'une étant la correction [146] d'une première étude [145], sont présentées dans le tableau 2 ci-dessous. Aucune étude française calculant l'impact économique de l'exposition au MeHg sur la santé des enfants n'avait été réalisée au moment de notre recherche bibliographique.

Tableau 2 : Evaluations économiques retenues dans le cas du Méthylmercureissues de la revue de la littérature

AUTEURS/ SCENARIO	MESURE DU POLLUANT/Mesure du polluant	TAILLE DE LA POPULATION/UNITE DE TEMPS	BENEFICES	COUTS D'INVESTISSEMENTS	W	ANALYSE DE SENSIBILITE	ACTIONS PUBLIQUES SUGGEREES
Trasande et al. (2005) [145] et article corrigé en (2006) [146]	QI/Hg dans les cheveux et MeHg dans le sang du cordon des enfants	cohorte de naissances en fonction des données populationnelles des mères/an	OUI Coûts sociaux évités, éducation, productivité (approche FAE) Coûts sociaux évités, éducation, productivité (approche FAE)	NON	NON	OUI	limitation des émissions de mercure des centrales thermiques de charbon
Zeller et Booth (2005) [168]	QI Hg dans les cheveux et MeHg dans le sang du cordon des enfants	cohorte de naissances	OUI Coûts sociaux évités éducation, productivité	NON	NON	NON	Information et demande de limitation
Rice et Hammitt (2005) [147]	QI Hg dans les cheveux et MeHg dans le sang du cordon des enfants	cohorte de naissances en fonction des données populationnelles des mères	OUI Coûts sociaux évités	NON	OUI 3%	OUI	limitation et régulation des émissions de mercure des centrales thermiques de charbon
Gayer et Hahn (2006) [166]	QI/Plombemie	Enquête sur un échantillon	OUI WTP Parental	NON	OUI 3%, 5%, 7%	NON	limitation et régulation des émissions de mercure des centrales thermiques de charbon
Griffiths et al. (2007) [167]	QI Hg dans les cheveux et MeHg dans le sang du cordon des enfants	cohorte de naissances en fonction des données populationnelles des mères/an	OUI Coûts sociaux évités, éducation, productivité	NON	OUI, 3%	NON	Actions : projections futures avec la mise en place de la loi "Clean Air Mercury Rule"
Rice et al. (2010) [148]	QI Hg dans les cheveux et MeHg dans le sang du cordon des enfants	4 million d'enfants/an	OUI Coûts sociaux évités, éducation, productivité	NON	OUI, 3%	OUI	Information et demande de limitation
Trasande et Liu (2011) [144]	QI/Hg dans les cheveux et MeHg dans le sang du cordon des enfants	cohorte de naissances en fonction des données populationnelles des mères/an	OUI Coûts sociaux évités, éducation, productivité	NON	NON	OUI	Poursuivre la limitation des émissions de mercure des centrales thermiques

3.2.3 Les approches utilisées dans les évaluations économiques le facteur d'actualisation et la gestion du risque

Les estimations économiques des bénéfices et des coûts utilisent des approches économiques différentes dans les deux cas d'études, d'après les différents travaux sélectionnés dans la revue de la littérature. Pour la présentation qui suit, nous reprenons les catégories de coûts et de bénéfices définis supra.

3.2.3.1 Les approches utilisées dans la partie bénéfices

L'approche « coût de la maladie »

Pertes de niveau d'éducation et de productivité évitées. Dans les deux situations analysées, les coûts sociaux considérés correspondaient à une perte de productivité future évitée pour la population infantile. Ces derniers sont estimés en fonction de la relation linéaire entre la perte de QI évitée et les gains futurs attendus et représentaient les coûts évités estimés les plus importants. Ces travaux ont concerné plusieurs études s'agissant du Pb (Tableau 1) mais constituent les seuls coûts estimés dans les études portant sur le MeHg (Tableau 2). De plus, certains auteurs ont calculé ces coûts évités en introduisant une Fraction Attribuable à l'Environnement (FAE) [144–146, 155]. Cette dernière est définie par Smith et al (1999) comme étant «le pourcentage d'une catégorie de maladies particulières qui serait éliminée si les facteurs de risque environnementaux étaient réduits à leur plus bas niveau possible » [121]. D'après Landrigan et al (2002), « la FAE est une valeur composite qui est le produit de l'incidence d'un facteur de risque multiplié par le risque relatif de la maladie associé à ce facteur. Son calcul est utile au développement de stratégies pour l'allocation des ressources et la priorisation de la santé publique » [155].

D'autres coûts évités ont également été estimés en fonction des données disponibles, comme le montre le Tableau 1 :

Les coûts directs de santé ont été estimés dans l'étude de Brown, de Muennig et de Gould.

Les autres coûts sociaux indirects évités comme ceux liés à la criminalité ont été évalués seulement par Muennig et Gould. Cette dernière a aussi estimé les coûts liés à l'éducation spécialisée, tandis que Muennig estimait la perte de bien-être.
Les coûts intangibles n'ont pas été estimés avec l'approche du pretium doloris.

L'approche QALYs

Cette approche a été retenue par Muennig. Les bénéfices de santé associés à une diminution de l'exposition au plomb dans une partie de la population infantile américaine ont été estimés en QALYs sur la base du modèle EuroQOl EQ-5D issu de l'enquête sur les dépenses médicales 2000-2002. Ce modèle inclut des réponses sur la mobilité, les soins administrés, les activités habituelles, la douleur, l'inconfort, l'anxiété, la dépression [165] .

La « méthode de l'évaluation contingente »

Dans les deux cas d'études, Gayer et Hahn (Tableau 2) ont réalisé une enquête auprès des parents dont les enfants étaient affectés par le saturnisme et traités par chélation et ont évalué leur consentement à payer d'une augmentation de QI dans l'hypothèse où il s'agirait d'une réduction de l'exposition au MeHg.

3.2.3.2 *Les approches utilisées dans la partie coût*

Les coûts correspondent généralement aux dépenses publiques nécessaires à engager dans les politiques de santé afin de réduire l'impact des polluants sélectionnés. A partir des données disponibles, les différentes études ont calculé des coûts d'investissement pour l'élimination du Pb dans la peinture, les sols et les poussières des vieilles maisons, pour le nettoyage des sites contaminés, mais aussi le relogement des habitants durant les travaux de décontamination (Tableau 1). Pour le méthylmercure, aucun coût d'investissement n'a été calculé par manque de données.

3.2.3.3 *Évaluation des bénéfices nets*

Plusieurs ACB partielles ont été réalisées comme le rapporte le Tableau 1. Brown l'a réalisée pour l''application des politiques de logements afin de prévenir le saturnisme infantile des enfants aux Etats Unis. Gould a estimé les bénéfices nets sociaux et économiques de la maîtrise des dangers du Pb aux Etats Unis, concluant à la nécessité de politiques allant dans ce sens.

3.2.3.4 *Le facteur d'actualisation*

Le facteur d'actualisation permet de tenir compte du décalage entre un changement dans les émissions et l'impact du polluant dans le temps. Comme le montrent les Tableaux 1 & 2, plusieurs études ont appliqué ce facteur sur l'estimation des bénéfices et/ou des coûts d'investissement, avec des taux d'actualisation variant entre 3 et 7% et des périodes allant de 25 à 30 ans.

3.2.3.5 *Le processus de décision et la gestion du risque*

Dans toutes les études sélectionnées, les évaluations ont été réalisées du point de vue de la société et elles ont été effectuées ex-ante. Les Tableaux 1 et 2 supra font état des différentes politiques qui ont été proposées à la suite des calculs afin de limiter les émissions en réduisant le Pb (-1µg/dl), compte tenu des bénéfices substantiels estimés. Le total des bénéfices nets s'élevaient entre 181 et 269 milliards $, dans l'étude de Gould, pour l'année 2006, tandis que Muennig estimait que si tous les enfants aux Etats-Unis avaient une plombémie inférieure à 10 ug/L des économies globales d'environ 1200 milliards $ (écart type : 341 milliards de dollars) pourraient être réalisées et cela produirait 4,8 millions de QALYs supplémentaires (écart type : 2 millions de QALYs) pour la société américaine dans son ensemble.
Des actions systématiques de prévention sur les habitations contenant du Pb en vue de prévenir des niveaux de plombémies élevées et des actions d'information en direction des populations concernées ont été rapportées. D'autres interventions ex post ont également été

évaluées, comme indiqué dans le Tableau 1.

Plusieurs efforts dans la gestion des risques liés au plomb ont été mis en œuvre en Europe, avec les orientations de l'European Food Authority Safety (EFSA) [169] et de l'OMS [170], et aux États-Unis dans le cadre du règlement américain sur le plomb dans les travaux de rénovation, de réparation et de peinture [171, 172].

Pour le MeHg, la nécessité d'une politique de régulation du MeHg aux Etats-Unis apparait dans plusieurs études (Tableau 2). Certaines évaluations conduites sur une nouvelle réglementation (Gayer et Hahn, Griffiths et al) et rapportées dans cette revue de littérature sous-estimaient l'impact du MeHg aux USA. En 2011, l'US EPA a réactualisé les réglementations sur le MeHg [173] et au niveau international, un comité de l'UNEP a mis en évidence, en 2011, les premiers efforts réalisés et ce qu'il reste à faire pour gérer au mieux le risque lié à l'exposition au MeHg [174].

4 Les travaux empiriques de la thèse

4.1 Cas d'étude 1 : Evaluation économique de l'exposition au plomb sur la santé des enfants français

Résumé : L'exposition au plomb demeure une préoccupation de santé publique en raison des déficiences cognitives et comportementales qu'elle peut provoquer, en particulier chez les enfants de moins de 6 ans. Dans le cadre d'une analyse couts-bénéfices (ACB), nous avons estimé les bénéfices monétaires de la réduction de l'exposition au plomb en France et les coûts d'investissements nécessaires de cette réduction. L'évaluation de l'exposition était basée sur les résultats d'une enquête nationale d'imprégnation menée en 2008 chez les enfants âgés de un à six ans. La réduction de l'exposition permet une diminution des interventions pour traiter les symptômes et une diminution de la fréquence des impacts négatifs sur les comportements. Ces coûts évités constituent les bénéfices monétaires sanitaires et sociaux de la réduction de l'exposition. Les coûts du contrôle de l'exposition ont été partiellement estimés en termes de coûts de décontamination des maisons contenant de la peinture à base de plomb, d'investissements visant à réduire les émissions industrielles de plomb et à éliminer les canalisations d'eau en plomb. Deux ACB partielles du contrôle du plomb ont été effectuées, l'une dans les sols et la poussière et l'autre dans les sols, la poussière et dans l'eau. Les bénéfices annuels, pour l'année 2008, d'une maîtrise des plombémies en deçà de 15, 24 et 100 µg/L sont: 22,72 milliards €, 10,72 milliards € et 0,44 milliards €, respectivement. Les coûts de la réduction varient entre 0,9 et 2,95 milliards €/an. Le bénéfice net associé à la réduction du plomb dans la peinture est de 3,8 milliards, 1,9 milliards et 0,25 milliards € en deçà de 15, 24 et 100 µg/L respectivement et le bénéfice net associé à la réduction du plomb dans la peinture et dans l'eau est de 3,9 milliards, 1,9 milliards et 0,2 milliards € en deçà de 15, 24 et 100 µg/L de ces mêmes niveaux. La prévention de l'exposition au plomb des enfants a un bénéfice social élevé, principalement en raison de la réduction de la plombémie à des niveaux inférieurs à 15 ou 24µg/L, qui sont les niveaux les plus fréquents.

Mots-clés : Plomb, Saturnisme, Analyse Coût Bénéfice, troubles cognitifs des enfants

Pichery et al. Environmental Health 2011, 10:44
http://www.ehjournal.net/content/10/1/44

ENVIRONMENTAL HEALTH

RESEARCH Open Access

Childhood lead exposure in France: benefit estimation and partial cost-benefit analysis of lead hazard control

Céline Pichery[1*], Martine Bellanger[1], Denis Zmirou-Navier[1,2,3], Philippe Glorennec[1,6], Philippe Hartemann[2,3] and Philippe Grandjean[4,5]

Abstract

Background: Lead exposure remains a public health concern due to its serious adverse effects, such as cognitive and behavioral impairment: children younger than six years of age being the most vulnerable population. In Europe, the lead-related economic impacts have not been examined in detail. We estimate the annual costs in France due to childhood exposure and, through a cost benefit analysis (CBA), aim to assess the expected social and economic benefits of exposure abatement.

Methods: Monetary benefits were assessed in terms of avoided national costs. We used results from a 2008 survey on blood-lead (B-Pb) concentrations in French children aged one to six years old. Given the absence of a threshold concentration being established, we performed a sensitivity analysis assuming different hypothetical threshold values for toxicity above 15 μg/L, 24 μg/L and 100 μg/L. Adverse health outcomes of lead exposure were translated into social burden and economic costs based on literature data from literature. Direct health benefits, social benefits and intangible avoided costs were included. Costs of pollutant exposure control were partially estimated in regard to homes lead-based paint decontamination, investments aiming at reducing industrial lead emissions and removal of all lead drinking water pipes.

Results: The following overall annual benefits for the three hypothetical thresholds values in 2008 are: €22.72 billion, €10.72 billion and €0.44 billion, respectively. Costs from abatement ranged from €0.9 billion to 2.95 billion/year. Finally, from a partial CBA of lead control in soils and dust the estimates of total net benefits were € 3.78 billion, € 1.88 billion and €0.25 billion respectively for the three hypothesized B-Pb effect values.

Conclusions: Prevention of childhood lead exposure has a high social benefit, due to reduction of B-Pb concentrations to levels below 15 μg/L or 24 μg/L, respectively. Reducing only exposures above 100 μg/L B-Pb has little economic impact due to the small number of children who now exhibit such high exposure levels. Prudent public policies would help avoiding future medical interventions, limit the need for special education and increase future productivity, and hence lifetime income for children exposed to lead.

Background

Lead is a well known toxic metal, and current exposures in children constitute a reason for concern [1]. In France, lead has multiple anthropogenic sources and is now mainly present in its inorganic form in the environment [2,3]. The relative importance of different sources depends on the blood lead range. For the general European population [1] and for children [4], food is usually the major source of exposure, with cereals and vegetables products contributing mostly to dietary lead exposure. Tap water can also, in some cases, be an important contributor because of the presence of lead pipes in old homes and public plumbing systems. Degradation of old lead-based paint results in the contamination of indoor dust that can be inhaled or ingested, thus adding to the sources already mentioned. Other incidental sources of lead exposure include consumer products,

* Correspondence: celine.pichery@ehesp.fr
[1]EHESP School of Public Health, CS 74312 - 35043 Rennes Cedex, France
Full list of author information is available at the end of the article

BioMed Central
© 2011 Pichery et al; licensee BioMed Central Ltd. This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (http://creativecommons.org/licenses/by/2.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

notably toys, and hobbies or occupations involving lead [3]. After the ban of leaded petrol, air concentrations have decreased substantially and are now due almost entirely to industrial emissions [5,6]. In France, the targeted regulations to decrease elevated B-Pb concentrations, control measures and screening strategies have progressively reduced risks from lead pipes, lead-based paint in houses built before 1949 and contamination at specific industrial sites [3]. Children under six years of age have the highest exposure to lead because of several factors such as greater hand dust contamination, frequent hand-to-mouth transfer and higher absorption rates than adults. Also, lead can pass through the placenta so that the child is born with lead from the mother's cumulated body burden [7]. Overall, lead poisoning is still a serious hazard for children and causes significant neurologic damage linked to cognitive and behavioral impairment [1,8]. Although frequently overlooked, the timing of the dose in regard to windows of highest vulnerability in children is also important [9,10].

The first national study carried out in France in 1999 by the National Institute of Health and Medical Research (INSERM) showed that 2% of French children aged one to six years of age had B-Pb concentrations > 100 μg/L (i.e. approximately 85,000 children); the geometric mean blood-lead concentration was 37 μg/L [2]. This exposure level was similar to other Western European countries [11]. In a new survey, 2008-2009, the National Institute for Health Surveillance (InVS) [12] found that the geometric mean B-Pb had decreased to 15 μg/L (standard deviation [SD], 1.6) among children aged 1-6 years, and the prevalence of B-Pb concentrations > 100 μg/L had dwindled to 0.11% (i.e. 5,333 children) [12]. Nonetheless, many children are still at risk because there is no evidence for a lead toxicity threshold. The B-Pb concentration intervention value in the US and France is 100 μg/L; above this limit the subject is considered as lead poisoning by public health authorities and is supposed to be reported in the French National system of surveillance of children's B-Pb concentrations. At lower values lead toxicity may still cause damage to nervous system functions, including decreased nerve conduction velocity and cognitive deficits [1], and significant neurologic damage may occur as a result of both intrauterine and postnatal exposures [13,14]. The intellectual decrement may be expressed in terms of a loss of IQ points for every μg/L unit increase of the B-Pb, but this loss slope is steeper at B-Pb concentrations lower than 100 μg/L than at higher levels [14]. At the individual level, this drop may seem small and inconsequential, but at the population level, small effects in many individuals are likely to have an impact on the overall societal benefits [11]. The effects include lower school performance and educational attainment, which may influence societal adaptation and economic success, with some affected children showing juvenile delinquency [11,15]. Therefore, improvements in cognitive ability will benefit society by raising both economic wealth and overall wellbeing. Several economic studies, mainly in the US, have estimated the costs and risks associated with infantile lead poisoning and lead toxicity, in some cases weighing them against the costs associated with lead-based paint control and other efforts. These studies have also calculated the potential increased financial earnings that would result if the level of lead in children's blood were to be reduced [[8,16], and [17]]. In France, studies are mostly epidemiological, focusing on targeted screening and lead exposure. There have been few economic assessments of lead's impact on the children's health, with the exception of the studies by Chanel [18-20], while Fassin and colleagues highlighted the social aspects of lead exposure [21]. The present paper aims to fill the gap and contribute at least in part to a cost benefit analysis (CBA), while taking into account that there is "no single estimate that accurately reflects the costs and the benefits of lead hazard control" [8]. We first summarize the childhood lead exposure situation in France and related information on the main exposure media and risk factors. We then estimate the monetary benefits that can be expected from pollutant abatement, with estimates of investment costs to achieve this reduction, as based on available information. Lastly, we compare the main findings of this study and discuss the role of CBA in a societal perspective of public policy development.

Methods

Population studied and sources of lead exposure

We based our estimations on the InVS study [12]. The geometric mean of children's B-Pb concentrations in France was found to be 15.1 μg/L, with a SD of 1.6 (log-normal distribution). We used the same target population consisting of 4.7 million children from one to six years of age according to the National Institute for Statistics and Studies [12]. Table 1 shows the distribution and the number of children exceeding the hypothetical threshold values for this cohort. Estimates were made based on the entire cohort in order to highlight the global economic impact on the most sensitive segment of the population to lead exposure. Derived from this estimate, the size of the population experiencing lead poisoning (at B-Pb ≥100 μg/L) was 5,333 [12]. We used data from the French National system of surveillance of children's B-Pb concentrations (SNSPE, 2005-2007) [22] to assess the distribution of risk factors among children with B-Pb concentrations ≥ 100 μg/L. Based on the SNSPE data, 74% of the cases were associated with poor housing: old buildings (i.e. those built before 1949), degraded, with

Table 1 Estimates of total direct health costs within B-Pb concentration ranges for the French child population ($€_{2008}$)

Blood-lead concentrations range (μg/L)	% of children aged 1 to 6 years[a]	Number of children[a]	Unit cost (€)	Total costs (€ million)
B-Pb < 15	50.00	2,348,091	0	0
15 ≤ B-Pb < 24	35.1	1,648,975	120	198
24 ≤ B-Pb < 100	14.8	693,783	120	83
B-Pb ≥ 100	0.1	5,333	2,932	16

[a] On the basis of INSEE data and INVS results, 2010.

Table 1 shows the direct health cost B_{med} within B-Pb concentration ranges for the French child population. $B_{screening\ 15\text{-}24}$ and $B_{screening24\text{-}100}$ amount to 120 € per child and $B_{treatment\geq\ 100}$ is estimated to €2,932 which equals to ((1,819*0.73+4,851*0.27) +294) per child.

humidity and lead-based paint still present on walls or windows and door frames. Another 4% were estimated to be linked to industrial emissions and only 1% to contaminated water. However, it is worth noting that these data rely upon screening programmes whose results may vary according to the main sources of exposure in different regions, and also according to the screening strategy. For example, in the Paris region, the main exposure media for high (≥100 μg/L) B-Pb concentrations were contaminated dust and soils. In comparison, exposure of the screened children in the North of France region was mainly linked to the old Metaleurop smelter which represented 42% of all screened cases. Based on these same data, all regions included, we thus considered that contaminated soils and dust or ingested flakes from degraded paint in old homes <1949 were the main risk factor in three out of four cases for B-Pb concentrations ≥ 100 μg/L. These results are in line with US data where 70% of cases with high B-Pb concentrations were due to lead-based paint [23].

Now, 99% of children from one to six years old have B-Pb concentrations <100 μg/L (Table 1). Glorennec and colleagues [4] estimated the fractions of exposure due to different sources for this population under ordinary exposure conditions. We selected these data to assess the contribution of the most prominent risk factors at the 75th percentile of the distribution (P75). Food was found to constitute the main exposure medium (83%), followed by dust and soil (16%) and water (1%).

Assessment of IQ decrements

Environmental lead exposure in children may cause cognitive impairment among children ≤ 6 years, as assessed by measurement of IQ. The international pooled analysis by Lanphear and colleagues [14] established a non-linear, negative relationship between IQ and B-Pb concentrations. Between 24 and 100 μg/L, the decrement per unit of μg/L increase in B-Pb amounted to 3.9 IQ points (95% CI, 2.4-5.3). At higher exposures, i.e. from to 100 to 200 μg/L, and from 200 to 300 μg/L, the drop in IQ points was 1.9 (95% CI, 1.2-2.6), and 1.1 (95% CI, 0.7-1.5), respectively. Thus far, there are few studies so far examining exposures below 24 μg/L. However, as concluded by the European Food Authority Safety (EFSA): "no threshold for these effects has been identified, and the evidence suggests that the response at B-Pb concentrations below 100 μg/L is steeper than at higher exposure levels" [1]. In addition, a recent risk assessment study by the California Environmental Protection Agency (CEPA) calculated that a 10-μg/L increase in B-Pb in the range of 10-100 μg/L resulted in a population-level decrement of one IQ point [24,25].

Given that no threshold for lead toxicity has been established, we conducted a sensitivity analysis assuming that loss of IQ in the study population starts at values exceeding 15 μg/L, respectively 24 and 100, following a "what if ?" approach; the first value is close to the geometric mean of B-Pb among French children (15.1 μg/L) [12]. We assumed a loss of one IQ point from 15 to 24 μg/L. And further used the dose-effect decrements calculated by Lanphear and colleagues for values from 24 to 100 μg/L, and a loss of 1.9 IQ points from 100 μg/L to 200 ug/L.

Cost Benefit Analysis

Cost benefit analysis (CBA) is often used in health care assessment, as it links the costs of a strategy to its results or benefits expressed in monetary units. The rationale of CBA implies that an intervention should be undertaken if the sum of its benefits (B) is greater than the sum of its costs (C). An alternative way of expressing this is to say that its net benefit (B-C) is positive or that its B/C ratio is greater than 1. The preferred option will be the one which maximizes this net benefit, and consequently the new CBA-based health strategy will provide a net benefit to society [26-28].

For this study, we based our estimation on the yearly economic impact of reduction of lead exposure for each birth cohort (children born within one calendar year) and compared these social benefits to investments needed to reduce exposure and control risk factors. Because little information is available on the investments required in France to abate lead exposure, we focused our evaluation on the benefit side, and provided preliminary estimates of costs of exposure abatement. We assessed the benefits in terms of avoided costs (see Figure 1).

The calculation of benefits took into account the range of B-Pb concentrations above the thresholds

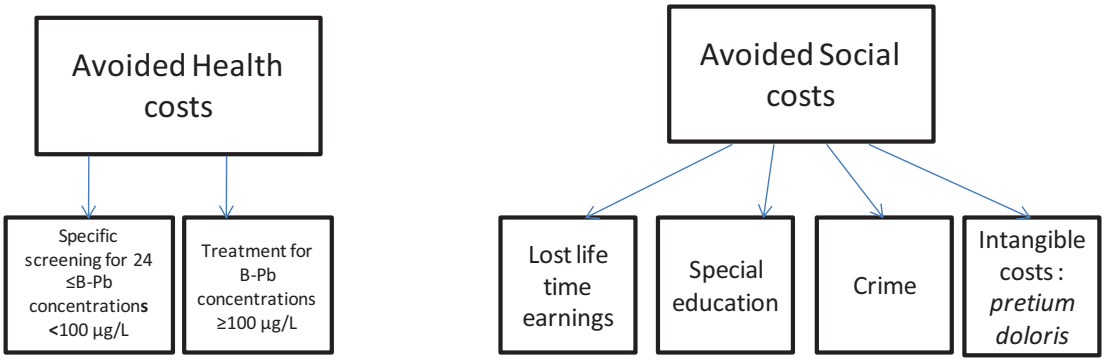


Figure 1 Monetary benefits assessed in terms of avoided costs.

already defined. These estimates of benefits B are defined as follows:

$$B = B_{med} + [B_{earn}/w] + B_{spec.ed} + B_{crime} + B_{other} \quad (1)$$

where B_{med} are the direct avoided costs; B_{earn}/w are the lost lifetime earnings, applying a discount factor w equal to $(1+s)^{t}$, with a 3% discount rate (s) to a time horizon t about 30 years; $B_{spec.ed}$ are the costs for special education; B_{crime} are the costs due to juvenile delinquency - the latter three being social benefits; and B_{other} are the intangible costs. For our estimations, we used the purchasing parity power (GDPppp$-€) when applying American cost data in the French setting. The estimates are inflation adjusted [26,29,30] and performed for one year (2008).

Annual benefit estimation

Health benefits: costs of avoiding lead poisoning

$$B_{med} = B_{screening15-24} + B_{screening24-100} + B_{treatment \geqslant 100} \quad (2)$$

Based on the InVS data B-Pb distribution (Table 1), we estimated direct costs B_{med} from the component costs $B_{screening15-24}$, $B_{screening24-100}$ and $B_{treatment \geq 100}$ for screening and treatment within the observed B-Pb range (15-24 µg/L as "15-24", 24-100 µg/L as "24-100" and ≥ 100 µg/L as "≥ 100", respectively). We calculated $B_{screening15-24}$, $B_{screening24-100}$ and $B_{treatment \geq 100}$ as costs of screening, hospitalization, and medical consultations within the observed B-Pb range and in agreement with the French recommendations [31] for children aged six months to six years. Part of these costs were based on a pilot study undertaken by the Aubervilliers local authority, which provided reference costs for 2006, that were inflation-adjusted for 2008 [3]. B-Pb < 15 µg/L was considered as not requiring medical attention. Since treatment is used only for children above 100 µg/L, subjects with lower values incur only screening costs which amount to 120 € per child in 2008, labeled as $B_{screening\ 15-24}$ and $B_{screening24-100}$, respectively. The direct health cost estimates for B-Pb ≥ 100 µg/L up to 300 µg/L is given by $B_{treatment \geq 100}$. In this case, the screening cost per child was estimated from €1,819 for screened children (73% of all cases) to €4,851 for new cases of lead toxicity (27% of all cases [3]). We also added unit costs for medical follow-up: €294, medication included, according to Brown [32].

Unit cost estimate of outpatient chelation treatment, without medication, was €3,491 of which €2,365 and €1,126 for nursing follow-up and in-home hospitalization, respectively. This cost should be added to screening costs for children with B-Pb concentrations ≥300 µg/L [33]. Hence, $B_{treatment \geq 100}$, equal to €2,932 [(1,819*0.73+4,851*0.27) +294] for lead toxicity at B-Pb ≥ 100 µg/L, should be €6,423 (2,932+3,491) for B-Pb ≥ 300 µg/L. However, due to the lack of information on the number of children with B-Pb concentrations ≥300 µg/L in the InVS study, we assumed that all screening costs were €2,932 for B-Pb ≥100 µg/L.

Indirect economic benefits related to health improvement

In our case, part of the indirect costs represents the productivity losses to society due to lead toxicity. For the purpose of this study, the indirect costs include the loss of lifetime earnings, the costs of special education, and the costs of juvenile delinquency.

IQ and lost lifetime earnings due to lead poisoning

The lifetime costs associated with lower earning potential caused by lead toxicity is based on a linear relationship between the loss of IQ due to lead and expected lifetime earnings. From the studies by Lanphear and colleagues [14], and the CEPA study [24], we assumed 1 IQ point loss from 15 to 24 µg/L. According to Lanphear's IQ decrements, we used 3.9 IQ points from 24 to 100 µg/L, to which, we added the first IQ point loss, (1+3.9 = 4.9). We applied an average IQ point loss of 3.9/7.6 = 0.51 point per 10 µg/L within this range. According to the available data in [12], we used percentile values for the

intermediate calculations between 24 and 100 μg/L. Above 100 μg/L, the IQ point loss was 6.8 (= 1+3.9 +1.9) per 100 μg/L (Table 2). Although the IQ and the B-Pb assessments were usually made at 7 years, similar associations were found for lead concentrations at younger ages, but they are considered less stable [14,34]. We therefore applied these IQ losses to the selected 1-6 years children. We followed Gould's method where estimates of IQ decrement were based on the data from the main published studies [16,17,35], and we drew from her 2006 estimate of $\$_{2006}$ 17,815 for the present value of incremental lifetime earnings. We adjusted it for inflation to $€_{2008}$ and the loss was thus estimated to be €17,363 per IQ point in 2008. Again,

$$B_{earn} = B_{earn15-24} + B_{earn24-100} + B_{earn\geqslant 100} \quad (3)$$

where B_{earn} are the total lost lifetime earnings due to lead toxicity, with $B_{earn15\text{-}24}$ for increased B-Pb < 24 μg/L, $B_{earn24\text{-}100}$ for B-Pb from 24 μg/L to 100 μg/L, and B $B_{earn\geq 100}$ for B-Pb ≥100 μg/L.

Special education

Children with elevated B-Pb concentrations have an increased risk of enrollment in special education. Two categories of French institutions take care of children and young adults between three and 20 years old with cognitive and behavioral impairment. The Medical Educational Institutes (IME) educates children with intellectual deficiency symptoms while the Educational and Therapeutic Institutes (ITEP) do so for behavioral problems. According to Schwartz [16], 20% of children with B-Pb > 250 μg/L need special education. A more recent study suggested that the need for such service could start below this concentration [36], i.e. when B-Pb exceeds 100 μg/L. Lyngbye and al. showed that, even at low levels of lead exposure, the need for special education increases with the exposure level [37]. Another reference also showed for children with B-Pb≥100 μg/L lower intelligence and behavior changes [38]. From their findings, we estimated the need for special education to be 10% for children with B-Pb ≥ 100 μg/L, the cost denoted $B_{spec.ed\geq 100}$.

The French national data show that 79.8% and 20.1% children with cognitive and behavioral deficiencies are in IME and ITEP, respectively [39]. The estimated average annual cost per child was €38,958 in IME and €48,255 in ITEP in 2008 [40].

Violent behavior leading to juvenile delinquency

The Nevin's study [36] recent evidence of a link between prenatal and early-childhood lead exposure and increased risk of criminal behavior later in life illustrated that showed a strong association between preschool B-Pb and subsequent crime rate trends over several decades in various countries, including France. The relationship was characterized by best-fit lags consistent with neurobehavioral damage in the first year of life and the know peak age of offending for index crime, burglary, and violent crime [36,41]. Several other studies support the link between preschool lead exposure and aggressive or delinquent adolescent behavior and subsequent criminal violence [42,43]. We therefore estimated the costs linked to lead-associated crime on the basis of Gould's approach [8]. We first obtained the total number of violent/aggressive specific crimes committed in 2008 from the French national observatory of Delinquency [44]. We then used data from Nevin [36] to estimate the share of each of the crimes that might be associated with lead toxicity. These include burglaries (2.4%), robberies (0.7%), aggravated assaults (3.1%), rape (2.7%), and murder (5.4%). The total lead-linked crimes were computed on the basis of the French population aged 13-60 years liable to commit a violent act [45]. We next calculated (B_{crime}) the costs directly associated with each sort of crime and the total cost of lead-linked crimes.

Table 2 Lifetime earning losses per year of the selected cohort according to IQ point losses within B-Pb concentration ranges ($€_{2008}$)

Blood-lead concentrations range (μg/L)	IQ point loss assumptions [a, b, c]	Number of children [d]	Number of IQ point losses	Total Costs (€billion)[e]	Lost life time earnings with a discount factor w_{30}(€billion)
B-Pb < 15	0	2,348,091	0	0	0
15 ≤ B-Pb < 24	1	1,648,975	1,648,975	28.6	11.8
24 ≤ B-Pb < 100	4.9 (1+3.9)	693,783	1,421,769	24.7	10.2
B-Pb ≥ 100	6.8 (1+3.9+1.9)	5,333	36,265	0.6	0.3
TOTAL		4,696,182	3,107,009	53.9	22.3

Based on [a] EFSA conclusions [1], [b] CEPA [24], [c] Lanphear and colleagues. [14], [d] InVS data [11] and [e] Gould [8]

Table 2 presents lifetime earning losses per year of the selected cohort according to IQ point losses within B-Pb concentration ranges. The IQ point loss assumptions were 1, 4.9 (= 1+3.9) with 0.51 point per 10 μg/L within this range, and 6.8 (= 1+3.9 +1.9) IQ point losses per 100 μg/L within this range, from 15 to 24 μg/L, from 24 to 100 μg/L, and above 100 μg/L respectively. The loss per IQ point was estimated to be $€_{2008}$17, 363. Based on the equation 3 ($B_{earn} = B_{earn15\text{-}24} + B_{earn24\text{-}100} + B_{earn\geq 100}$), the total lost lifetime earnings due to lead toxicity B_{earn} were estimated, with $B_{earn15\text{-}24}$ for increased B-Pb <24 μg/L, $B_{earn24\text{-}100}$ for B-Pb between 24 μg/L and 100 μg/L, and $B_{earn\geq 100}$ for B-Pb ≥100 μg/L. We applied a discount factor w_{30} on the total costs and we obtained € 22.3 billion, € 10.5 billion and € 0.3 billion, respectively for the year 2008.

We used French data when available, and otherwise US data in the absence of French data for direct costs of victims and overhead costs of justice and incarceration and for lost earnings for both criminals and victims, as well [46,47]. All costs were adjusted by the ratio of US and French crime rates (the US rate crime of 5.6 per 100,000 being much greater than the French rate crime, 1.7 per 100,000, in 2005) [48,49]. In this case,

$$B_{crime} = B_{crime \geqslant 100} \quad (5)$$

where B_{crime} are the cost estimates for B-Pb ≥100 μg/L

Intangible costs

In addition, suffering and degradation of the quality of life associated with lead poisoning and its side effects had to be taken into account. Intangible costs, mentioned B_{other}, while difficult to measure were taken into account using the "pretium doloris" approach. These costs were estimated for children with B-Pb concentrations≥ 100 μg/L. The Metal Blanc factory of Bourg-Fidèle (Ardennes administrative subdivision, North East France), specializing in the recovery of lead from used batteries (drum kits), was condemned for putting lives at risk in September 2009. The judge called for €120,000 of 'damages and interests' to the victims, the cases of six families having been declared valid. The judgment called for €8,000 for each child with B-Pb concentrations≥ 100 μg/L [50]. We note:

$$B_{other} = B_{other \geqslant 100} \quad (6)$$

Annual total benefits

In summary, the total benefits (avoided costs) are therefore given by

$$\begin{aligned} B = {} & B_{screening15-24} + B_{screening24-100} + B_{treatment \geqslant 100} \\ & + (B_{earn15-24} + B_{earn24-100} + B_{earn \geqslant 100})/(1+s)^t \quad (7) \\ & + B_{spec.ed \geqslant 100} + B_{crime \geqslant 100} + B_{other \geqslant 100} \end{aligned}$$

Final estimation included confidence intervals and a sensitivity analysis using different key assumptions from the American and European data, on which the calculations were based. Benefits were estimated according to different B-Pb hypothetical threshold values, i.e. 15 μg/L, 24 μg/L and 100 μg/L, respectively.

Abatement cost estimation

Estimates of costs associated with reduction of B-Pb concentrations

Due to insufficient cost data related to control of lead hazards, only preliminary estimates of cost incurred by pollution control were performed, as indicated below. We estimated total lead-based paint decontamination costs, partial costs of industrial emission abatement and lead pipe removal costs.

Total lead-based paint decontamination costs to remediate French houses

These costs, denoted C_{paint}, were calculated on the basis of InVS [3] and INSEE data [2] on 37,382 lead-paint based homes and using an average estimated removal cost per home. According to the SNSPE data [22] and to Glorennec and colleagues, [4] lead in soils and dust from the lead-based paint in homes built before 1949 represent 74% and 16% of cases of childhood lead intoxication for blood lead levels greater and lower than 100 μg/L, respectively. We estimated the costs of decontaminating French houses with lead-based paint following the data from the national Agency of the housing environment (ANAH) scenarios regarding elimination of lead presence. Only 37,382 homes had to be decontaminated among about 28 million French homes: therefore we considered that these operations could be performed once and for-all in one year's time.

Industrial investments costs to reduce lead exposure

The costs of investments (denoted C_{ind}) to control industrial lead pollution and reduce lead emissions both in air and water were also estimated. They include technologies to recycle and reduce presence of lead in batteries and in glass, abatement of diffuse emissions through increase in the efficiency of recycling, capture and treatment of the contaminated discharges. Investment costs were weighted per factory volumes based on data from a National Institute for Industrial Environment and Risks - (INERIS) [51]. These were annual costs.

Costs to eliminate water lead pipes

These costs, denoted C_{water}, were estimated following the High Council of Hygiene (CSHPF) and the French Food Safety Agency (AFSSA) recommendations for removing all lead pipes used in public water supply and in household plumbing, in order to reach a lead concentration of ≤10 μg/L before the end of year 2013. C_{water} based on the estimations of the European Institute Reasoned Management for the Environment (IEGRE) [52], C_{water} was found to be €10 billion for household pipes, and €4 billion for public pipes. We calculated an investment plan over five years to reach the above mentioned objective, (denoted C_{pwater}). Although a longer investment plan could have been chosen, we calculated the annual costs for an investment plan over 5 years to cover the expenses. We used ANAH estimates and French or US data, according to which were available [3,53-55].

Results

Annual Benefits

Direct health care costs were estimated in accordance with equation (2) and were found to be €0.297 billion/year as shown in table 1. Direct health costs represented 0.14% of the total French health expenditure in 2008.

Table 1 reports the direct health cost estimates $B_{screening15-24}$, $B_{screening24-100}$ and $B_{treatment\geq 100}$ per B-Pb concentrations range.

Lost lifetime earnings ranged from €0.6 billion ($B_{earn\geq 100}$) to €53.3 billion ($B_{earn15-24} + B_{earn24-100}$) according to B-Pb concentrations ≥ and <100 μg/L, respectively, as presented in Table 2. Thus, B_2 estimates were € 53.9 billion per year for the full B-Pb range. We note that the loss of IQ associated with B-Pb concentrations between 15 μg/L and 100 μg/L amounted to more than 99% of the total estimated costs. Thus, the loss of IQ would be marginally influenced by the number underestimating of children having a high B-Pb ≥100 μg/L. Applying the discount factor w ($w_{30}= (1/(1.03)^{30})$) on lost life-time earnings, we obtained the estimate: € 22.3 billion above 15 μg/L, € 10.5 billion above 24 μg/L and € 0.3 billion above 100 μg/L.

For special education, the annual national cost estimate $B_{spec.ed\geq 100}$ was € 14.53 million for 10% of children with B-Pb concentrations ≥100 μg/L in need of special education.

For deviant behavior and crime, a reduction of 10 μg/L in preschool B-Pb ≥100 μg/L would result in 4,770 fewer burglaries, 102 fewer robberies, and 2,206 for aggravated assaults, 171 for rapes, and 29 for murders. In France, the total estimated cost of lead-linked crimes ($B_{crime\geq 100}$) was approximately €61.8 million per year, as shown in Table 3, this accounted for 0.3% of the total cost of crime in 2008 [46].

Intangible costs for the population with B-Pb ≥100 μg/L were calculated as compensations, resulting in a total cost of €42.7 million ($B_{other\geq 100}$).

Based on these estimates, we calculated the total benefit of prevented lead toxicity as the sum of avoided costs. They included specific screening and treatment costs of lead poisoned children (€0.3 billion), lost lifetime earnings (€53.9 billion), special education costs (€0.145 billion), intangible costs (€0.0427 billion), and the direct costs related to crime (€0.0618 billion). We obtained the following total benefits for the three sensitivity analyses hypothetical threshold values of 15, 24 and 100 μg/L: € 22.72 billion, € 10.72 billion and € 0.44 billion, respectively, in 2008 (Table 4). The social benefits represented 98.7%, 99% and 96.5%, respectively of the total benefits. A unit benefit was estimated per child and per different B-Pb concentration values, as follows €9,676, €15,334 and €82,505, respectively, for the three threshold assumptions.

Abatement Costs

Table 5 shows that lead-based paint decontamination costs per home ranged from € 3,562 to €9,162, with €6,562 as the central estimates, giving total cost estimates C_{paint} from €245.3 [€133.1; €342.5] million in 2008. The annual industrial costs estimated C_{ind} would have been €28.9 million in 2008. For water lead pipes, the total estimated costs C_{water} between €4 billion and €14 billion. We applied a 3% discounting rate for $C^*_{paint} + C^*_{ind}$ and an investment plan P on five years for C_{water}. Hence, on the basis on available data, annual estimates of total costs of lead hazard control $C^*_{paint}+C^*_{ind} + C_{P\ water}$ ranged from €0.9 billion to 2.95 € billion. Reported per child within the cohort a unit cost was estimated to range from €185 to €629.

Net benefits of the removal of lead-based paint in the French houses in 2008

We first estimated total net benefit induced by the risk factors soils and dust which contributed relatively more to low B-Pb values than to high B-Pb levels. This net benefit would stem from the reduction of lead hazard exposure and of childhood lead poisoning cases induced by this factor in respect of the costs C^*_{paint} associated with the control of lead environmental pollution.

Table 3 The effect of developmental lead exposure on crime in France and the associated annual costs ($€_{2008}$)

Crime	Number of crimes per 100,000 French residents (N) [a]	Lead linked crimes per 100,000 French residents (N) [b]	Total lead linked crimes (N)	Costs per crime (e) [c, d]	Total direct costs€million
Burglaries	497.9	11.7	4,770	2,004	9.6
Robberies	37.79	0.3	102	22,529	2.3
Aggravated assaults	172.8	5.4	2,206	20,058	44.3
Rape	15.5	0.4	171	27,990	4.8
Murder	1.33	0.1	29	30,645	0.9

a: calculated using data from the National Observatory of the delinquency, 2009[44] b: (Nevin, 2006) by using French rate crime[36] c: calculated data from (Arlaud, 2006)[46] d: calculated data from the US Bureau of Justice Statistics inflated to 2008[47].

Table 3 shows the effect of developmental lead exposure on crime in France and the associated annual costs. We first informed on the number of the selected crimes per 100,000 French residents committed in 2008: 497.9 burglaries, 37.79 robberies, 172.8 aggravated assaults, 15.5 rapes and 1.33 murders. US Lead linked crimes (with US crime rate (5.6 per 100,000)), estimated by Nevin, were adapted to the French crime rate (1.7 per 100,000): we obtained 11.7(e.g. =(38.7/5.6)*1.7) burglaries, 0.3 robberies, 5.4 aggravated assaults, 0.4 rape and 0.1 murder for lead linked crimes per 100,000 French residents. We calculated the total lead linked crimes for the French population aged 13-60 years. We then used French and US available data for the direct costs per crime and multiply these latter with total lead linked crimes to obtain the total direct costs per year (€61.8 million in 2008).

Table 4 Total Benefits and total cumulated benefits per year (in €$_{2008}$ Billion)

Blood-lead concentrations range (μg/L)	Bmed	Bsocietal	Total benefits	Hypothetical threshold values (μg/L)	Total cumulated benefits
15 ≤ B-Pb < 24	*0.198*	*11.8*	11.99 (1)	B-Pb ≥ 15	22.72 (1+2+3)
24 ≤ B-Pb < 100	*0.083*	*10.2*	10.28 (2)	B-Pb ≥ 24	10.72 (2+3)
B-Pb ≥ 100	*0.016*	*0.44*	0.44 (3)	B-Pb ≥ 100	0.44

Table 4 shows the estimated total benefits ranged from blood-lead concentrations and total cumulated benefits based on three hypothetical values per year. We first differenced the estimated medical benefits (Bmed) and the societal benefits (Bsocietal) ranged from blood-lead concentrations:

The 15-24 μg/L Bmed, the 24-100 μg/L Bmed and the ≥ 100 μg/L Bmed are the $B_{screening15-24}$ (€0.198 Billion), the $B_{screening24-100}$ (€0.083 billion) and the $B_{treatment\geq 100}$ (€0.016 billion), respectively.

The 15-24 μg/L Bsocietal, the 24-100 μg/L Bsocietal and the ≥ 100 μg/L Bsocietal are the $B_{earn15-24}$ discounted (€11.8 billions), $_{The}$ $B_{earn24-100}$ discounted (€ 10.2 billions) and the $B_{earn\geq 100}$ discounted added to the $B_{spec.ed\geq 100}$, the $B_{crime\geq 100}$ and the $B_{other\geq 100}$ (€0.44 billion), respectively. The $B_{spec.ed\geq 100}$ equal to €0.01453 billion [(10% of the French population of children 3-6 years) ((79.8%*38,958) + (20.1%*48,255))], the $B_{crime\geq 100}$ equal to € 0.0618 billion and the $B_{other\geq 100}$ equal to €0.0427 billion, which are the intangible avoided costs. We estimated the total benefits (Bmed +Bsocietal) ranged from blood-lead concentrations: €11.99 billions (1), €10,28 billions (2) and € 0.44 billion (3).

We secondly estimated total cumulated benefits per year based on the three hypothetical threshold values, above 15, 24 and 100 μg/L. We obtained €22.72 billions (1+2+3), €10.72 billions (2+3) and € 0.44 billion (3), respectively.

According to the hypothetical threshold values, they ranged from € 3.78 billion, € 1.88 billion and €0.25 billion respectively for children aged 1-6 years in the 2008 cohort, as shown in Table 6.

Reported per child, and given the number of children across hypothetical threshold values (i.e number of children from ≥ 15 μg/L, from ≥ 24 μg/L and from ≥ 100 μg/L, respectively), the yearly estimate of net benefit per child (2008) ranged from €1,610, €2,710 and €46,878, respectively.

Discussion

The aim of this paper was to provide an economic evaluation of the health impacts of children with lead exposure in France. Based on the assumption of the EFSA report [1], that there is no threshold of lead exposure, our study provides a range of annual benefits and partial costs estimated in order to highlight the economic impact for society of lead exposure reduction policies below the conventional B-Pb screening value of 100 μg/L. Several hypothetical threshold values for intoxication (15, 24, 100 μg/L, respectively) were chosen following a "what if" approach. We have no strong data to choose levels lower than 15 μg/L but also do not assume it to be a safe exposure level. The partial cost benefit analysis documents a clear cost effectiveness of lead hazard control, which should result in benefits greatly superior to the costs, as suggested by the comparison of the sum of benefits to that of congruent costs for one year. This study showed that by reducing childhood lead exposure, large social benefits might be produced for the birth cohort of 2008 (and subsequent years): € 22.72 billion, € 10.72 billion and € 0.44 billion, respectively. The benefits were mainly due to the social avoided costs, specifically the lost life time earnings, at exposures corresponding to B-Pb <100 μg/L. There are some limitations to our analysis, due in particular to access to figures related to avoided costs and to costs of exposure reduction as we will see below. This is the reason why we could not perform a complete CBA. Direct health costs were also

Table 5 Costs to decontaminate French houses with lead-based paint (€$_{2008}$)

Type of costs	Cost1 per home	Cost2 per home	Cost3 per home
Global environmental survey	381[a]	381[a]	381[a]
Home dust analysis	30[b]	30[b]	30[b]
Home paint analysis	30[b]	30[b]	30[b]
ANAH's assumptions	2,600[c1]	5,600[c2]	8,200[c3]
Housing substitutes	521[d]	521[d]	521[d]
Overall interventions	3,562	6,562	9,162
Total costs (€million)	133.1	245.3	342.5

a = Argeron, 1995, actualized in 2008 by INVS [3]. b = LERES, 2009[54]. c = The National Agency of the housing environment (ANAH)[53], 2010., d = Mc Laine and colleagues.,2006, €2008[55].

Table 5 presents lead-based paint decontamination costs per home. We used French data for global environmental survey (€381) and for home dust and home paint analysis (€30, each one). We used also the assumptions of ANAH works for estimating the removal of lead-based paint cost per home eliminating lead. These assumptions were the following ones: Assumption 1: a 20% max rate was applied to €13,000 standard works for rehabilitating old houses <1949, irrespective any lead-based paint intervention. Assumption 2: a 70% max rate was applied to €8,000 works of specific lead decontamination Assumption 3: Assumptions 1 & 2 combined, i.e. the max mix of two works.

The housing substitutes, € 521, were US data based on Mc Laine analysis. Based on these data and assumptions, we calculated three overall interventions ranged from €3,562 to €9,162 and three total lead-based paint decontamination costs ranged from €133.1 to €342 million, which were performed on the 37,382 houses concerned, in one shot for one year.

Table 6 Net benefits of the removal of lead-based paint in French houses (in €$_{2008}$ Billion)

Blood-lead concentrations range (µg/L)	Benefits	Abatement costs	Net benefits	Hypothetical threshold values (µg/L)	Net cumulated benefits
15 ≤ B-Pb < 24	1.92	0.016 (0.008-0.02)	**1.90 (1)**	**B-Pb ≥ 15**	**3.78 (1+2+3)**
24 ≤ B-Pb < 100	1.64	0.016 (0.008-0.02)	**1.63 (2)**	**B-Pb ≥ 24**	**1.88 (2+3)**
B-Pb ≥ 100	0.33	0.074 (0.037-0.104)	**0.25 (3)**	**B-Pb ≥ 100**	**0.25**

Table 6 presents the net benefits of the removal of lead-based paint in French houses. Lead in soils and dust from the lead-based paint in homes built before 1949 represented 16% and 74% of cases of childhood lead intoxication for B-Pb concentration 15-100 µg/L and for B-Pb concentration≥100 µg/L, respectively. We applied these percentages to calculate the total benefits and the total costs C*paint (with central estimates selected) of the removal of lead-based paint ranged from blood-lead concentrations. We obtained € 1.92 billion(=€11.99billion*16%) and €0.016 billion (=(€0.2453/w_{30})*16%)) for the 15-24 µg/L range, €1.64 billion (=€10.28*16%) and €0.016 billion (=(€0.2453/w_{30})*16%)) for the 24-100 µg/L range, and € 0.33 billion (=€ 0.44 billion*74%) and (=(€0.2453/w_{30})*74%)) for the ≥ 100 µg/L range, respectively. We thus calculated the net benefits of the removal of lead-based paint ranged from blood-lead concentrations: €1.90 billion (1), € 1.63 billion (2) and € 0.25 billion (3) for B-Pb concentration 15-24, 24-100 µg/L and B-Pb concentration≥100 µg/L, respectively. Based on the three hypothetical threshold values, above 15, 24 and 100 µg/L, we estimated also the total net benefit cumulated: €3.78 billions (1+2+3), €1.88 billion (2+3) and €0.25 billion (3), respectively.

estimated but they were probably underestimated. Lead exposure provokes other health impacts besides cognitive disorders which were not assessed in this paper, such as cardiovascular diseases and cancer that lead to premature mortality. This would yield higher social costs than IQ decrement alone [56]. We disregarded for instance, drug costs and medical intervention costs such as intravenous chelation. Among other costs, the pretium doloris calculated on the basis of €8,000 per child in the Metal Blanc judgment was certainly underestimated, because only a small part of the children have been compensated, while also neglecting the psychological and economic suffering of the family or household of the children affected. We also estimated the need for special education to be 10% for children with B-Pb ≥ 100 µg/L. The somewhat uncertain data on crime costs suggest that the economic impact is comparatively low, but the costs of crime and rape were probably underestimated, because they did not include the value of statistical life, which may be greater than that of accidents (between €$_{1999}$ 0.5 to 1.5 million in Europe and French estimations were the lowest bracket estimate) [57,58].

They highlight the additional social consequences of lead pollution. In regard to annual costs to invest in pollution abatement, our preliminary estimates are affected by the paucity of available data. We could not make a complete CBA because of lack of available data on the abatement costs, we had a very small part of the industrial costs. Official data from the ministry of Environment show that the major industrial sources of lead in France are the metals and non metallic minerals sectors [59]. Three quarters of the 2007 emissions took place through water, and two waste treatment facilities alone amounted to 60% of total emissions of the ten most emitting facilities [60]. We had also quite imprecise cost estimates for substitution of lead pipes, whose yearly estimates are certainly exaggerated. So far, clean-up costs of industrial lead-contaminated sites cannot be evaluated in France. Partial data stem from the experience of the highly polluted MetalEurop site remediated by SITA-Suez Environment, which amounted to €28 million [61]. Unfortunately, these findings cannot be extrapolated to the national situation. As to contaminated sites, we point out the need for a specific evaluation. However, costs to decontaminate French houses with lead-based paint were available. And we calculated these costs once-for-all in one year, even if we overestimated the annual expenses, they appeared to be the most important efforts to be made in order to control the hazard. We could express an equivalent annual cost by using the capital recovery factor of standard interest calculations for loans which is the appropriate conversion factor. However, uncertainties remain regarding the time horizon and the social discount rate to use. A 0.05 conversion factor between one-time cost and annual cost is a compromise.

Some of the costs were paid within one year or paid over no more than five years, costs would be substantially less subsequent to that, while benefits would continue to accrue for each new birth cohort being born during the following years.

Our first estimates of total net benefit induced by reducing exposure to soils and dust in respect of the costs incurred by the decontamination of French houses with lead-based paint highlight that policies aimed at reducing lead exposures had an overall positive societal and economic impact. Additional estimates of total net benefit were performed, that considered the costs associated with dust and soils and drinking water lead pipes substitution. The expected health gains, according to the different B-Pb hypothetical threshold values, were calculated to be € 3.9 to 4 billion, € 1.86-2 billion and €0.12-0.25 billion respectively. The corresponding figures per child range from €1,661 to €1,721, €2,666 to €2,861, and €21,939 to €47,815, respectively. These estimates should be considered with caution, because of the uncertainty in the quality of data on costs of lead water pipes removal; a specific evaluation is also needed here.

Various uncertainties exist in our calculations: benefits linked to the dose-response function, and monetary valuation of the abatement costs linked to houses remediation, which yield uncertainties in the partial cost benefit estimates. According to Rabl and colleagues, there is a factor two uncertainty, both in the dose-response function and in the monetary valuation [62,63]. Should the scientific literature show some day evidence of lower toxicity level values than the one we used in this sensitivity analysis, the health cost figures would be substantially increased.

The overall return of investments is important and must be taken into account by the policy makers. They are in line with several US findings that illustrate how reduction of childhood lead exposure has a high social benefit, in particular the studies from Schwartz [16], Salkever [17] and Grosse and colleagues [64]. Between 1976 and 1999, Grosse et al. [64] estimated the economic impact of the trend of reduced lead exposure over 25 years in a cohort of children starting at 2 years of age in 2000. The estimate cost was valued from $110 to $319 billion (US) for the cohort each year, comparing it as if the blood lead concentration were that same as in 1975. Landrigan et al. [34] estimated the total annual costs of childhood lead poisoning to be $\$_{1997}$43 billion in each birth cohort exposed to lead in the US. Their methodological approach was based on the contribution of environmental pollutants by using an Environmentally Attributable Fraction (EAF) model, which was estimated at 100% for lead poisoning. Recent studies calculated the economic impact of childhood poisoning below100 μg/L. The most recent major U.S. study was that of Gould [8]. It was more comprehensive than those previously published, and produced a CBA by comparing the estimated costs in 1996 related to cleanup of lead-containing paint in the U.S. ($ 1 - $11 billion (US)) and secondly, by calculating the monetary benefits and social benefits by reducing lead exposure for a cohort of children <6 years ($192 - $270 billion) with earning losses amounted to 87% of total avoided costs. Total net benefits amounted to $ 181 - $ 269 billion. Therefore, a specific calculation induced by lead-based paint was not performed in this study. Muennig et al. [65], whereas, provided information on the benefits that might be realized if all children in the United States had a blood lead level of less than 10 μg/L. The net societal benefits showed improvements in high school graduation rates and reductions in crime would amount to $50,000 (SD, $14,000) per child annually at a discount rate of 3%. This would result in overall savings of approximately $1.2 trillion (SD, $341 billion) and produce an additional 4.8 million QALYs (SD, 2 million QALYs) for the US society as a whole.

Researchers in other European countries with prevalence of lead exposures similar to French figures may use this as a guide as to undertake similar economic assessments. Additionally, these data may motivate the revision of the current French policies as to whether or not to intervene in regard to lead pollution, and, in a more general sense, revamping France's overall policy on reducing pollution that may be affecting children's development. The introduction of unleaded petrol has greatly decreased emissions of lead in the atmosphere in France and globally. (Paris ambient air concentrations decreased by 97% between 1991 and 2005)[66]. The relative benefits of this action were substantial [3] and likely much greater than the benefits from further reduction of B-Pb levels today. Nonetheless, much abatement remains to be done, as other sources are only slowly being removed, if at all. The screening of houses for sale or rent with lead-based paint was implemented through the 2004 Public Health Act and its stringent policies on industrial emissions were triggered by EU regulations. The French 2004 national environmental health action plan has also contributed to the steady decrease in exposure of the general population and of its most vulnerable young segment over the last years in France.

EFSA recommends that "work should continue to reduce exposure to lead, from both dietary and non-dietary sources" [1]. The major prevention campaigns aim to reduce lead exposure to the lowest possible level in order to protect children and childbearing age women. The obtained benefits for exposure levels <100 μg/L in this study are in line with the EFSA recommendations. They are a first step evaluation which should be expanded and refined. Our results emphasize the substantial monetary advantages obtained from preventing losses of a few IQ points because of lead exposures among children. While 1-point change in Full Scale IQ score is within the standard error of an individual's single measurement, it may be highly significant on a population basis [25].

Conclusions

The primary economic benefits of policies focused on lead exposure abatement are the further reduction of low blood lead levels. In contrast, prevention of cases with B-Pb >100 μg/L accounts for much lower benefits. This is because children with milder exposures are much more common and they still benefit from decreased exposure, as there is no known safe level of lead exposure. Lead toxicity is still a serious public health issue, despite the present low prevalence of unacceptably high B-Pb concentrations. Public policies to prevent lead exposure will reduce future medical expenses and the reduce the burden on special

education classes. More importantly, they will also increase the productivity of children during their adult lives. Our CBA results suggest that overall reduction of costs due to toxicity can be achieved by further control of major contact media, including food, through diffusion of lead in the environment from industrial releases and also by further control of residential sources (leaded paint, deteriorated housing, old water pipes). In addition to abating the burden of developmental impairment in general, these policies will also help to reduce health disparities. This objective calls for prioritized policies focused on the most highly exposed communities and individuals. This combined strategy is a policy issue that our data aim to inspire. Yet, additional documentation of the B-Pb values for further evaluation is needed. A more thorough evaluation of the marginal costs of the measures to be taken is also needed in order to balance lead exposure abatement options.

List of Abbreviations

AFSSA: French Food Safety Agency; ANAH: National Agency of the Housing Environment; B-Pb: blood-lead; CBA: cost benefit analysis; CEPA: California Environmental Protection Agency; COI: Cost of illness; CSHPF: High Council of Hygiene; EAF: Environmentally Attributable Fraction; EFSA: European Food Authority Safety; GDP: Gross Domestic Product; IEGRE: European Institute Reasoned Management for the Environment; IME: Medical Educational Institutes; INERIS: National Institute for Industrial Environment and Risks; INSERM: National Institute of Health and Medical Research; INSEE: National Institute for Statistics and Studies; InVS: French Institute for Public Health Surveillance; IQ: Intellectual Quotient; ITEP: Educational and Therapeutic Institutes; LERES: Laboratory study and research in environment and health; PPP: Purchasing Power Parity; QALY: Quality-Adjusted Life Year; SNSPE: French National system of surveillance of children's B-Pb concentrations.

Acknowledgements

We would like to thank Olivier Chanel of GREQAM-IDEP, Philippe Bretin of InVS, Laurent Girometti of ANAH, Barbara Le Bot and Bernard Lucas of EHESP for their technical support.

Author details

[1]EHESP School of Public Health, CS 74312 - 35043 Rennes Cedex, France. [2]INSERM U 954 "Nutrition, genetics and environmental risks", Medical School, 9 av de la Forêt de Haye - BP 18 54505 Vandoeuvre-les-Nancy Cedex, France. [3]Nancy University Medical School, Public Health department, Vandoeuvre-les-Nancy Cedex, France. [4]Institute of Public Health University of Southern Denmark, J. B Winsloewsvej 17, DK-5000 Odense, Denmark. [5]Department of Environmental Health, Harvard School of Public Health, Boston MA 02215, USA. [6]IRSET-Research Institute for Environmental and Occupational Health-INSERM U625, Rennes, France.

Authors' contributions

CP performed the literature review, drafted the manuscript and carried out the analysis. MB, DZN, PGr, PGl and PH contributed substantially to defining the methods of the analysis, interpreting the results of the study and editing the manuscript. All authors read and approved the final version.

Competing interests

The authors declare that they have no competing interests. PGr is an editor-in-chief of Environmental Health, but was not involved in the editorial handling of this manuscript.

Received: 31 January 2011 Accepted: 20 May 2011
Published: 20 May 2011

References

1. European Food Authority Safety (EFSA): **Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on Lead in Food.** *Journal* 2010, **8**:1570[http://www.efsa.europa.eu], [147 pp.]..
2. INSERM (INSTITUT NATIONAL DE LA SANTE ET LA RECHERCHE MEDICALE): **Plomb dans l'environnement: Quels risques pour la santé ?** In *Expertise collective* Edited by: Inserm Paris 1999.
3. INVS (Institut National de Veille Sanitaire): **Saturnisme, Quelles stratégies de dépistage chez l'enfant ? Expertise opérationnelle.**Edited by: Inserm Paris 2008.
4. Glorennec P, Bemrah N, Tard A, Robin A, le Bot B, Bard D: **Probabilistic modelling of young children's overall lead exposure in France: integrated approach for various exposure media.** *Environ Int* 2007, **33**:937-945.
5. CITEPA. Centre Inter-professionnel d'Etude de la Pollution Atmosphérique: **Emissions dans l'air en France.** *Citepa* 2004, 28-34.
6. Glorennec P, Ledrans M, Fabres B: **Decision tools for selecting industrial sites where a systematic blood lead screening should be implemented Masson, Paris, 2006.** *Rev Epidemiol Sante Publique* 2006, **54**:117-125.
7. Hivert G, Coquet S, Glorennec P, Bard D: **Is compliance to current regulation safe enough for infants and toddlers?** *Rev Epidemiol Sante Publique* 2002.
8. Gould E: **Childhood Lead Poisoning: Conservative Estimates of the Social and Economic Benefits of Lead Hazard Control.** *Environmental Health Perspectives* 2009, **117**:1162-1167.
9. Grandjean P: *Colloque Environnement chimique, reproduction et développement de l'enfant: 25 November 2008* Paris. MEEDAT; 2008.
10. Grandjean P, Weihe P, White RF, Debes F, Araki S, Yokoyama K, Murata K, Sorensen N, Dahl R, Jorgensen PJ: **Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury.** *Neurotoxicol Teratol* 1997, **19**:417-428.
11. Rudnai P: **Blood lead levels in children.** *WHO-ENHIS (World Health Organization-European ENvironment and Health Information System): May 2007* , Fact sheet N°4.5.
12. Etchevers A, Lecoffre C, Le Tertre A, Le Strat Y, Groupe Investigateurs Saturn-Inf, de Launay C, Bérat B, Bidondo ML, Pascal M, Fréry N, de Crouy-Chanel P, Stempfelet M, Salomez JL, Bretin P: **Imprégnation des enfants par le plomb en France en 2008-2009. Blood lead level in children in France, 2008-2009.**[http://www.invs.sante.fr/behweb/2010/02/index.htm], BEHWeb 2010 (2)..
13. Bellinger DC: **Very low lead exposures and children's neurodevelopment.** *Curr Opin Pediatr* 2008, **20**:172-177.
14. Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, Yolton K, Baghurst P, Bellinger DC, Canfield RL, Dietrich KN, Bornschein R, Greene T, Rothenberg SJ, Needleman HL, Schnaas L, Wasserman G, Graziano J, Roberts R: **Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis.** *Environ Health Perspectives* 2005, **113**:894-899.
15. Needlemann HL: **Lead poisoning.** *Annu Rev Med* 2004, **55**:209-222.
16. Schwartz J: **Societal benefits of reducing lead exposure.** *Environ Res* 1994, **66**:105-124.
17. Salkever DS: **Updated estimates of earnings benefits from reduced exposure of children to environmental lead.** *Environ Res* 1995, **70**:1-6.
18. Chanel O: **Approches économiques et socio-économiques, in Plomb dans l'Environnement: Quels risques pour la santé.**Edited by: INSERM 1999.
19. Chanel O: **Apports de l'analyse économique, In Saturnis*me Quelles stratégies de dé*pistage chez l'enfant ?**Edited by: INSERM, Paris 2008, 215-229.
20. Chanel O: **L'analyse coût-bénéfice en santé environnementale, in *Science et décision en santé* environnementale.** *Collection Santé et Société n°6* 1997, 52-63.
21. Fassin D, Naudé A-J: **Plumbism reinvented.Childhood lead poisoning in France, 1985-1990.** Public Health then and now. American journal of Public Health; 2004:**94(11)**:1854-1863.
22. Lecoffre C, Provini C, Bretin P: **Dépistage du saturnisme chez l'enfant en France de 2005 à 2007.** Saint-Maurice (Fra): Institut de veille sanitaire; 2010, 109[http://www.invs.sante.fr].
23. Levin R, Brown MJ, Kashtock ME, Jacobs DE, Whelan EA, Rodman J, Schock MR, Padilla A, Sinks T: **Lead exposure in U.S. children, 2008: implications for prevention.** *Environ Health Perspect* 2008, **116**:1285-1293.

24. California Environmental Protection Agency: **Development of Health Criteria for School Site Risk Assessment Pursuant to Health and Safety Code Section 901(g): Child-Specific Benchmark Change in Blood Lead Concentration for School Site Risk Assessment.** Final report. Sacramento, CA:California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment; 2007 [http://www.oehha.ca.gov/public_info/public/kids/pdf/PbHGV041307.pdf], [accessed 2 March 2009].
25. Miodovnik A, Landrigan PJ: **The U.S. Food and Drug Administration Risk Assessment on Lead in Women's and Children's Vitamins Is Based on Outdated Assumptions.** *Environmental Health Perspectives* 2009, **117**:1021-1022.
26. Pearce D, Atkinson G, Mourato S: **Cost Benefit Analysis and the Environment, Recent developments.** OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT) publishing; 2006.
27. Drummond MF, Stoddart GL: **Economic evaluation of health-producing technologies across different sectors: can valid methods be developed?** *Health Policy* 1995, **33**:219-231.
28. Drummond MF, Sculpher Mark J, Torrance George W, O'Brien Bernie J, Stoddart Greg L: **Methods for the Economic Evaluation of Health Care Programmes.** Oxford University press; 2005.
29. Base CODECS: **Guide référentiel destine à l'élaboration d'une fiche analytique.** *Collège des Economistes de la Santé V7* 2004.
30. Treich N: **Analyse Coût bénéfice et risque. enjeux et pratiques.**, Journée ICSI-LERNA (04/04/2006). LERNA-INRA..
31. French Ministry of Health direction générale de la santé: **L'intoxication par le plomb de l'enfant et de la femme enceinte: Dépistage. Prise en charge.** 2006, 2.
32. Brown MJ: **Costs and benefits of enforcing policies to prevent childhood poisoning.** *Medical Decision Making* 2002, **22**:482-492.
33. IGAS (INSPECTION GENERALE DES AFFAIRES SOCIALES): **Lutte contre le saturnisme infantile lie à l'habitat indigne. Analyse du dispositif dans trois departements d'Ile de France.** *Rapport n°2004-034, mars* 2004, 160.
34. Landrigan PJ, Schechter CB, Lipton JM, Fahs MC, Schwartz J: **Environmental pollutants and disease in American children: Estimates of morbidity, mortality, and costs for lead poisoning, asthma, cancer, and developmental disabilities.** *Environ Health Perspect* 2002, **110**:721-708.
35. Nevin R, Jacobs DE, Berg M, Cohen J: **Monetary benefits of preventing childhood lead poisoning with lead-safe window replacement.** *Environ Res* 2008, **106**:410-419.
36. Nevin R: **Understanding international crime trends: the legacy of preschool lead exposure.** *Environ Res* 2006, **104**:315-336.
37. Lyngbye T, Hansen ON, Trillingsgaard A, Beese I, Grandjean P: **Learning disabilities in children: significance of low-level lead-exposure and confounding factors.** *Acta Paed Scand* 1990, **79**:352-60.
38. Espagnol P, Prochandy P, Raynaud P, Tremoureux C: **La scolarisation des enfants et adolescents handicapés.** *Etude et résultats, DREES* , N°264. 2007..
39. Wang Q, Zhao Hh, Chen Jw: **Study on health effect of environmental lead exposure in children.** *Chinese Journal of Public Health* 2009, R179.
40. CRAM de Bretagne: **Production d'Informations Synthétisées Médico-Sociales-ratios nationaux. Structures pour enfants et adultes handicapés. Analyse régionale secteur médico-social en 2008.** 2010.
41. Wright JP, Dietrich KN, Ris MD, Hornung RW, Wessel SD, Lanphear BP, Ho M, Rae MN: **Association of prenatal and childhood blood lead concentrations with criminal arrests in early adulthood.** *PLoS Med* 2008, **5**:e101.
42. Needleman H, McFarland C, Ness R, Fienberg S, Tobin M: **Bone lead levels in adjudicated delinquents. A case control study.** *Neurotoxicol Teratol* 2003, **24**:711-717.
43. Dietrich K, Ris M, Succop P, Berger O, Bornschein R: **Early exposure to lead and juvenile delinquency.** *Neurotoxicol Teratol* 2001, **23**:511-518.
44. Bauer A: **Criminalité et délinquance.** Bulletin mensuel de l'observatoire national de la délinquance; 2009.
45. INSEE (National Institute of Statistics and Economic Studies): **La situation démographique en 2006.**, INSEE résultats..
46. Arlaud JP: **Delinquance et insécurité. Combien ça vous coûte ? Publibook.** 2007.
47. U.S. Bureau of Justice Statistics, Department of Justice: **"Cost of Crime".** Washington, DC:U.S. Department of Justice; 2004.
48. Department of Justice – Federal Bureau of Investigation (USA): **"Crime in the United States by Volume and Rate per 100,000 Inhabitants, 1989-2008"].** *Crime in the United States 2008* 2009-09.
49. Tavares C, Thomas G: **Crime and criminal justice. Statistics in focus.** 2007 [http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_OFFPUB/KS-SF-07-015/EN/KS-SF-07-015-EN.PDF], Population and social conditions. Eurostat..
50. Association protection défense de l'environnement de Bourg Fidèle:[http://www.bourgfidele.lautre.net/].
51. Brignon JM, Soleille S: **Données technico-économiques sur les substances chimiques en France.** INERIS (French National Institut for Industrial Environment and RISks) DRC-Meco 1; 2005.
52. Garrigues D: **La tragi-comédie du plomb dans l'eau du robinet.** IEGRE (European Institute Reasoned Management of the Environment); 2009.
53. **ANAH.** [http://www.anah.fr/].
54. **LERES.** [http://leres.ehesp.fr/].
55. MCLaine P, Shields W, Farfel M, Chilsom JRJJ, Dixon SA: **Coordinated relocation strategy for enhancing case management of lead poisoned children: Outcomes and costs.** *Journal of Urban Health: Bulletin of the New York Academy of Medicine* 2006, **83**:111-128.
56. Menke A, Muntner P, Batuman V, Silbergeld EK, Guallar E: **Blood lead below 0.48 mmol/L (10 mg/dL) and mortality among US adults.** *Circulation* 2006, **114**:1388-1394, 2006.
57. Commissariat General du Plan, Boiteux M, Baumstark L: **Transports: choix des investissements et coût des nuisances.** La documentation française; 2001, 325[http://lesrapports.ladocumentationfrancaise.fr/BRP/014000434/0000.pdf].
58. Desaigues B, Rabl A: **Reference Values for Human Life.** Kluwer Academic Publishers; 1995.
59. Indicateurs de suivi des engagements européens:[http://www.stats.environnement.developpementdurable.gouv.fr/indicateurs/indicateurs-de-suivi-des-engagements-europeens/indicateurs-de-suivi-des-engagements-europeens/emissions-nationales-de-metaux-lourds-dans-l-air-cadmium-mercure-plomb.html].
60. **irep.** [http://www.irep.ecologie.gouv.fr/IREP/index.php].
61. Charles Gauthier: **Metaleurop, cinq ans après.** Le Figaro magazine.
62. Spadaro JV, Rabl A: **Estimating the Uncertainty of Damage Costs of Pollution: a Simple Transparent Method and Typical Results.** *Environmental Impact Assessment Review* 2008, **28**:166-183.
63. Spadaro JV, Rabl A: **Pathway Analysis for Population-Total Health Impacts of Toxic Metal Emissions.** *Risk Analysis* 2004, **24(5)**:1121-1141.
64. Grosse SD, Matte TD, Schwartz J, Jackson RJ: **Economic gains resulting from the reduction in children's exposure to lead in the United States.** *Environ Health Perspect* 2002, **110**:563-569.
65. Muennig P: **The social costs of childhood lead exposure in the post-lead regulation era.** *Arch Pediatr Adolesc Med* 2009, **163(9)**:844-849.
66. **airparif.** [http://www.airparif.asso.fr/page.php?rubrique=polluants].

doi:10.1186/1476-069X-10-44
Cite this article as: Pichery *et al.*: Childhood lead exposure in France: benefit estimation and partial cost-benefit analysis of lead hazard control. *Environmental Health* 2011 **10**:44.

Submit your next manuscript to BioMed Central and take full advantage of:

- **Convenient online submission**
- **Thorough peer review**
- **No space constraints or color figure charges**
- **Immediate publication on acceptance**
- **Inclusion in PubMed, CAS, Scopus and Google Scholar**
- **Research which is freely available for redistribution**

Submit your manuscript at
www.biomedcentral.com/submit

BioMed Central

4.2 Cas d'étude 2 : Impact économique de l'exposition du méthylmercure sur la santé des enfants français

Résumé : La nécessité d'évaluer les conséquences économiques de la neurotoxicité du MeHg a été mise en évidence par la relation dose-réponse entre l'exposition prénatale au MeHg et les conséquences neurologiques du développement, notamment les réductions de QI. Ce deuxième article a pour objectif d'effectuer une évaluation économique des bénéfices annuels nationaux d'une réduction de l'exposition prénatale au méthylmercure en France. Nous avons utilisé des données sur les concentrations de mercure dans des échantillons de cheveux de femmes françaises en âge de procréer (18-45 ans) à partir d'un échantillon national de 126 femmes et de deux études menées dans les régions côtières (n = 161 et n = 503). La fonction dose-réponse linéaire utilisée a défini qu'une augmentation de 1µg/g de concentration d'Hg dans les cheveux correspondait à une réduction de 0,465 points de QI. Une transformation logarithmique de l'échelle d'exposition, avec un doublement de l'exposition associée à une perte de 1,5 point de QI a également été utilisée. Le calcul des coûts a utilisé une estimation actualisée de 17363 $€_{2008}$ par point de QI diminué, avec trois seuils d'exposition hypothétiques de neurotoxicité de l'Hg (0,58, 1 et 2,5 ug/g). En raison des niveaux d'exposition plus élevés des femmes dans les régions côtières, les impacts économiques annuels étaient plus importants qu'au niveau national, évalués à 1,62 milliards € (national), 3,02 milliards € et 2,51 milliards € (régional), respectivement avec le modèle linéaire et 5,46 milliards € (national), 9,13 milliards € et 8,17 milliards € (régional), respectivement avec le modèle log, aux trois points d'exposition sélectionnés. Ces résultats français soulignent que les efforts d'une réduction d'exposition au MeHg conduisent à des bénéfices sociaux élevés, en prévenant les conséquences graves et à vie des déficits neurologiques chez les enfants.

Mots-clés : L'évaluation économique, le méthylmercure, l'exposition prénatale, les déficits neurodéveloppementaux

Pichery et al. Environmental Health 2012, 11:53
http://www.ehjournal.net/content/11/1/53

ENVIRONMENTAL HEALTH

RESEARCH Open Access

Economic evaluation of health consequences of prenatal methylmercury exposure in France

Céline Pichery[1*], Martine Bellanger[1], Denis Zmirou-Navier[1,2,3], Nadine Fréry[4], Sylvaine Cordier[3], Anne Roue-LeGall[1], Philippe Hartemann[2,5] and Philippe Grandjean[6,7]

Abstract

Background: Evidence of a dose–response relationship between prenatal exposure to methylmercury (MeHg) and neurodevelopmental consequences in terms of IQ reduction, makes it possible to evaluate the economic consequences of MeHg exposures.

Objective: To perform an economic evaluation of annual national benefits of reduction of the prenatal MeHg exposure in France.

Methods: We used data on hair-Hg concentrations in French women of childbearing age (18–45 years) from a national sample of 126 women and from two studies conducted in coastal regions (n = 161and n = 503). A linear dose response function with a slope of 0.465 IQ point reduction per μg/g increase in hair-Hg concentration was used, along with a log transformation of the exposure scale, where a doubling of exposure was associated with a loss of 1.5 IQ points. The costs calculations utilized an updated estimate of $€_{2008}$ 17,363 per IQ point decrement, with three hypothetical exposure cut-off points (hair-Hg of 0.58, 1.0, and 2.5 μg/g).

Results: Because of higher exposure levels of women in coastal communities, the annual economic impacts based on these data were greater than those using the national data, i.e. € 1.62 billion (national), and € 3.02 billion and € 2.51 billion (regional), respectively, with the linear model, and € 5.46 billion (national), and € 9.13 billion and € 8.17 billion (regional), with the log model, for exposures above 0.58 μg/g.

Conclusions: These results emphasize that efforts to reduce MeHg exposures would have high social benefits by preventing the serious and lifelong consequences of neurodevelopmental deficits in children.

Keywords: Economic evaluation, Methylmercury, Prenatal exposure, Neurodevelopmental deficits

Background

Human exposure to methylmercury (MeHg) occurs primarily through ingestion of seafood and freshwater fish [1]. Due to biomagnification in food chains, relatively high MeHg concentrations occur in piscivorous marine species [2] and may exceed the highest recommended limit [3], while smaller non-predatory species, such as herring or sardine, contain concentrations of one-tenth of this limit or even less [3]. Methylation, bioaccumulation through food chains, and human intake levels are difficult to model [1]. Thus, risk assessment must rely on biomarkers of total human uptakes.

Once absorbed, MeHg acts as a developmental neurotoxicant [4-7]. As the critical effect is considered to be developmental brain toxicity [8,9], MeHg intake by pregnant women is of primary concern [10]. In the 1990s, results emerged from three large epidemiologic studies in New Zealand, the Faroe Islands and the Seychelles Islands [6,11-14]. The first two concluded that chronic low-dose prenatal MeHg exposure from maternal consumption of fish was associated with subtle end points of neurotoxicity in children [15]. Support for the notion of seafood-mediated MeHg neurotoxicity later emerged also from the Seychelles [16]. In further research, Faroes investigators provided extended evidence of a dose–response relationship between

* Correspondence: celine.pichery@ehesp.fr
[1]EHESP School of Public Health, Rennes Cedex 35043, France
Full list of author information is available at the end of the article

BioMed Central

© 2012 Pichery et al.; licensee BioMed Central Ltd. This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (http://creativecommons.org/licenses/by/2.0), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

prenatal MeHg exposure and lasting neurodevelopmental deficits [15,17,18]. Subsequently, epidemiological studies in French Guiana [19-21] and in other parts of the world [22-24] showed the effects of MeHg on childhood neurodevelopmental disorders. This research has prompted further studies focused on French populations, especially in coastal regions of western France [3,25].

Reducing human exposure to anthropogenic mercury is both a public health priority and an economic challenge, and controversies persist in both research interpretation and policy decisions [10]. The consequences of MeHg contamination, similar to those observed for lead (Pb) exposure in children, include a loss in Intelligence Quotient (IQ), with associated lower school performance and educational attainment, thus leading to long-term impacts on societal benefits of pollution abatement [26,27]. The economic impacts caused by MeHg on humans have been assessed in the United States, through the studies by Rice et al. [28,29] and publications from the US Environmental Protection Agency (EPA) [30], and the study of Griffiths et al. [31]. Although these calculations have been extrapolated to global estimates [32,33], few economic evaluations have been performed in Europe [34,35]. To extend and update the international assessments of economic impacts of MeHg exposure and to utilize biomonitoring data, the present study aims to assess the economic consequences of MeHg-associated neurotoxicity, using exposure data from French studies. As biomonitoring results become available from other countries, additional national estimates can be made using the same methodology.

The economic assessment requires toxicological and epidemiological assumptions. Hg concentrations in hair and in umbilical cord blood have been used as biomarkers to ascertain prenatal exposure to MeHg, although both exposure indicators are associated with some imprecision[36]. In selecting the dose–response function (DRF), a major difficulty arises when deciding on the MeHg dose metric [15]. While a linear model is attractive, it does not provide the best statistical fit to the data [18]. Studies that used a log transformed exposure scale assume that each doubling of exposure causes the same deficit. In the absence of a clear threshold, an additional decision has to be made in regard to a toxicological reference value, so that the epidemiological findings are translated into a "cut-off point", below which only negligible adverse effects exist. Using both a linear and a logarithmic dose–response curve (DRC), we provide estimates of the economic consequences of prenatal MeHg exposure for three different such cut-off points as a basis for development of public policies to prevent MeHg exposure at national and international levels.

Methods

Data sources

Three samplings of maternal hair

The first source of data is the 2006–2007 French national survey on nutrition and health ENNS (Etude Nationale Nutrition Santé) run by the French Institute for Public Health Surveillance (InVS). We used a national subsample of 18–45 year old women (n =126) representing the population of childbearing age. The geometric mean of hair-Hg concentrations was 0.53 μg/g (interquartile range 0.37-0.82 μg/g; full range 0.073-5.1 μg/g) [37].

The second source of data is the regional 2002–2006 PELAGIE cohort study from Brittany, the most western region of France, partly surrounded by the Atlantic Ocean, carried out by the National Institute of Health and Medical Research (INSERM U1085) to explore the role of environmental pollutants on pregnancy and delivery outcomes, and on children's health and development [25]. The PELAGIE cohort includes 3421 pregnant women enrolled in early pregnancy by medical practitioners in three districts of Brittany. A sub-cohort of 601 women was randomly selected for biomarker determination, including mercury from 503 (84 %) maternal hair samples collected at delivery. The geometric mean of hair Hg concentrations was 0.62 μg/g (interquartile range 0.40-0.94 μg/g; full range 0.06-3.42 μg/g).

The third source of data is a 2005–2006 study from the National Institute of Agricultural Research (INRA) [3]. In this study, hair Hg levels were clustered in relation to fish consumption of pregnant women admitted in three hospitals in the Loire-Atlantique coastal district. Two hospitals were located in Nantes, the regional capital, and its suburb, and one in Saint-Nazaire. The frequency of fish consumption is higher in this region than in other French regions more distant from the ocean [38]. Fish consumption and hair mercury concentrations were assessed during two visits at 12 and 32 weeks of pregnancy (n =161 for the first visit; n =137 for the second). The more complete first sample showed a geometric mean hair-Hg concentration of 0.67 μg/g (interquartile range 0.42-0.94 μg/g; full range 0.00-3.66 μg/g).

Reference values for hair-mercury and conversion into cord blood concentrations

Different toxicological reference values for neurotoxicity have been recommended for setting exposure limits. Thus, the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) recommends MeHg doses not to exceed 0.23 μg/kg body weight per day (bw/day), corresponding to 2.5 μg/g hair, above which there may be a risk for children, especially through exposure of pregnant or lactating women [39]. The U.S. EPA developed a MeHg Reference Dose (RfD) which is 0.1 μg/kg bw/day, corresponding to 1 μg/g hair [1]. We also considered a

third value based on updated findings from the prospective studies in the Faroes [36], which resulted in an exposure limit about 50 % below the level recommended by the U.S. National Research Council (NRC), corresponding to 0.58 μg/g hair, the lowest of the three reference values. Below, these three values will be used as three hypothetical cut-off points. MeHg exposures at these levels are considered to be negligible and acceptable, but they do not necessarily represent a level at which there is no effect on neurodevelopment [15].

The dose–response function for IQ losses

Several possible linear and logarithmic dose–response models have been proposed to represent the relationship between Hg exposure and the neurodevelopmental outcomes. Based on the Faroe Islands data, the NRC recommended a linear dose–response model [15]. The Faroes' investigators showed that a logarithmic model provided a better fit to the data than the linear one, although the difference between the two was barely statistically significant [18]. Accordingly, we used both the linear DRF model, and the log DRF model.

For the linear model, a 1 μg/L increase of the cord blood Hg concentration is associated with an average adverse impact on IQ of 0.093 IQ point of the standard deviation (SD), which is 15, thus estimated at 0.465 IQ points [40], assuming that the ratio between mercury in hair and in cord blood is 200. These values derive from the Budtz-Jørgensen report [18] and pertain to a range of neuropsychological tests and subtests administered in the Faroe Islands study when the children were assessed at age 7 years, including IQ subtests.

Hence, assuming a linear DRF and a central estimate of the slope of 0.465 IQ points per μg/g hair increase, we computed IQ decrements above the three hypothetical cut-off points defined above. Losses of IQ were estimated for the following concentration ranges: [0.58 μg/g – 1.0 μg/g], [1.0 μg/g –2.5 μg/g] and ≥2.5 μg/g, based on

$$y' = 0.465\,x + b \quad (1)$$

Where y' denotes the change in IQ point and x is the hair-Hg concentration, and b the intercept specific for each cut-off point. Thus, y' equals 0 at each hypothesized cut-off point:

$$y'_{0.58\mu g/g} = 0.465x - 0.27 \quad (2)$$

$$y'_{1\mu g/g} = 0.465x - 0.465 \quad (3)$$

$$y'_{2.5\mu g/g} = 0.465\,x - 1.162 \quad (4)$$

We assumed a stable diet of infants and mothers, so that any detailed time distribution of the sensitivity to Hg does not matter for the calculation of impacts [32]. Consequently, we considered that the DRF slope (0.465 IQ points per μg/g hair) in equation (1) represents the lifetime neurodevelopmental impairment experienced by a child whose mother has been exposed to a continuous Hg dose indicated by the hair-Hg concentration (HHg) measured. Thus, the lifetime impact on a child exposed above the three selected cut-off points, was estimated according to equations (2), (3) and (4) (Figure 1). In the linear model, we selected the median of each of the lowest intervals [0.58-1 μg/g], [1–2.5 μg/g] to represent all subjects within the interval, i.e. 0.79 μg/g and 1.75 μg/g. For the national sample, 2.62 μg/g was considered to represent all subjects with results above 2.5 μg/g based on the Percentile P99.5, while excluding the extreme value (2.74 μg/g). Similarly, the mid-points for the highest exposure group were 2.76 μg/g for the Brittany sample and 3.08 μg/g for the Loire Atlantique sample.

For the log model, the Faroes data suggested that the most sensitive brain functions showed a delay in development of 1.5–2 months at age 7 years associated with each doubling of the prenatal MeHg exposure. This delay corresponded to about 10 % of the SD for these tests, which would correspond to about 1.5 IQ points [41]. So the equation for IQ loss above the lowest cut-off point is the following:

$$IQ = IQbaseline - \alpha * (\log2(\mathrm{HHg}/0.58) \quad (5)$$

Where IQ baseline is the IQ with 100 points, α is 1.5 IQ points, HHg is the hair–Hg concentration (log2 transformed), and 0.58 (μg/g) the cut-off point (see Figure 1).

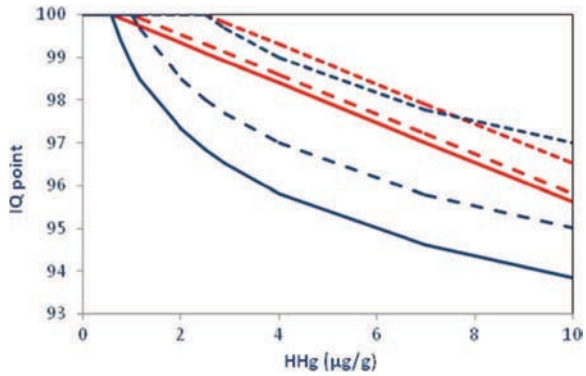


Figure 1 Loss of IQ points according to HHg concentrations based on linear and log models. Figure 1 displays the comparison of IQ decrements associated with HHg concentrations based on a linear model in red lines and a logarithm model in blue lines. In the first, estimates of IQ point loss are presented for the three cut–off points 0.58, 1.0 and 2.5 μg/g and for the maximum (i.e. the Percentile P99.5, extreme value excluded) for the three samples. In the log model, IQ point losses are given above 0.58 μg/g. And, we assumed no IQ loss below the three cut-off points.

For the interval [0.58-1 μg/g], the mid-point on the log scale is chosen as the representative exposure for all subjects within this interval. The mid-point is 0.76 [anti-log (−0.12)], which corresponds to an increase of HHg by 31 % above the 0.58 μg/g cut-off. As a doubling would result in an IQ loss of 1.5 points, the increase by 31 % corresponds to an IQ loss of slightly more than 0.5 points. This is used as the average IQ loss for all subjects within this interval. For the interval [1–2.5 μg/g], the value of 1.16 is chosen as representative for the subjects within this interval due to the skewed distribution of HHg with most subjects much closer to 1 than to 2.5 μg/g. The value of 1.16 corresponds to a doubling of the 1 cut-off level, thus to an average IQ loss of 1.5 points. Similarly, subjects above the 2.5 cut-off were assigned an average of 2.9 μg/g, i.e. 5 times the cut-off or 2.32 doublings, which correspond to a loss of 1.5*2.32 = 3.5 points.

Annual benefits of exposure reduction

As explained above, the effects of prenatal MeHg toxicity on children can be considered to be similar to those of developmental lead exposure. Both exposures are associated with a reduced IQ, which in turn has a negative impact on the social benefits. According to an impact evaluation applied to childhood lead exposure [26], the major component of the social costs incurred by an IQ reduction is loss of productivity and thus a lower earning potential. In the present study, the economic consequence of MeHg prenatal exposure is assessed for a birth cohort of children born to women of childbearing age (18–45 years) and valued as the lifetime earning loss per person and extrapolated to the French national birth cohort of 834,000 children born in 2008 [42]. That year was found to be the closest to the time during which the exposure data had been collected. We assumed singleton births only, so that the number of women was equal to the cohort size.

Health impact: MeHg lifetime impact on the exposed population

In the national sample, the Brittany study and the Loire Atlantique study, respectively, the exposure levels were based on the percentage of women with hair Hg concentrations within the 0.58 μg/g - 1 μg/g, 1 μg/L - 2.5 μg/g and ≥2.5 μg/g ranges. For the three studies, these were 43.8 %, 14.5 %. and 0.6 % (national); 55 %, 33 %, and 1.2 % (Brittany); and 60 %, 22.5 %, and 1.9 % (Loire Atlantique). Lastly, we applied those percentages to the 2008 cohort assuming the three sample distributions measured the *lifetime impacts*, i.e. the effects of MeHg in terms of IQ points permanently lost. Although some compensation may be possible over time, current evidence suggests that MeHg-linked cognitive deficits are lasting [17]. Irrespective of future exposure reductions a child whose IQ has been impaired due to early life exposure will never recover from a retardation that is irreversible.

Economic impact: Benefits of reduction of the MeHg exposure

The estimated individual benefits are the avoided lifetime costs. They originate from the figure of $€_{2008}17,363$ per IQ point loss that we published recently for Pb intoxication [26], the most recent value available. We computed the MeHg-related avoided cost for an IQ point decrement for an individual i, denoted B_i, as follows:

$$B_i = NIQ_i \times €17,363 \tag{6}$$

Where NIQ_i is the number of IQ points loss for subject i.

The population benefits of reducing mercury exposure were estimated within the three concentration ranges: [0.58- 1], [1–2.5] and ≥2.5 μg/g denoted $B_{[range]}$, as follows:

$$B_{[range]} = \sum_i B_i \tag{7}$$

where $\sum_i$ denotes the sum of all individual benefits within a given exposure range.

Lastly, the total population benefits (TB) are cumulative, thus being the sum of the B_{range} values within each segment of the corresponding distribution: denoted $TB_{0.58}$, TB_1 and $TB_{2.5}$, respectively, according to the following equations:

$$TB_{0.58} = B_{[0.58-1]} + B_{[1-2.5]} + B_{[2.5-\max]} \tag{8}$$

$$TB_1 = B_{[1-2.5]} + B_{[2.5-\max]} \tag{9}$$

$$TB_{2.5} = B_{[2.5-\max]} \tag{10}$$

The estimated benefits B_i, $B_{[range]}$ and TB based on lost earnings are valuated at their present value since they correspond to current exposure.

Results

As shown in Table 1, the three study populations exhibit different exposure distributions. While the exposure levels are the lowest in the national sample, the distribution is shifted towards higher values in Brittany and, even more so, in Loire Atlantique. Associations between IQ losses and HHg exposures assuming linear and logarithmic relationships are reported for the different distributions and scenarios in Figure 1.

Table 2 and Table 3 present the IQ losses and the estimates of the economic impact for the linear model, expressed as benefits associated with Hg exposures above

Table 1 Number of children from the 2008 birth cohort exposed to different levels of MeHg based on HHg concentrations in three French population samples

Distributions	HHg concentration ranges (μg/g)	Number of children (N)	(%)
National	Hg < 0.58	126,101	26
	0.58 ≤ Hg < 1.0	244,529	50
	1.0 ≤ Hg < 2.5	115,926	24
	Hg ≥ 2.5	5,087	1
	All	*491,643*	*100.00*
Brittany	Hg < 0.58	285,228	38
	0.58 ≤ Hg < 1.0	183,480	25
	1.0 ≤ Hg < 2.5	265,212	36
	Hg ≥ 2.5	10,008	1
	All	*743,928*	*100.00*
LA	Hg < 0.58	203,496	29
	0.58 ≤ Hg < 1.0	312,750	44
	1.0 ≤ Hg < 2.5	171,804	24
	Hg ≥ 2.5	15,846	2
	All	*703,896*	*100.00*

The Table 1 presents the number of children from the 2008 birth cohort exposed to different levels of MeHg based on HHg concentrations in three French population samples. We noted that 58.95 % of women of childbearing age corresponded to the national sample, 89 % to the Brittany and 84 % to the LA sample, respectively.

the three cut-off points for the 2008 birth cohort assuming exposure distributions based on the three study samples. Due to the differences in exposure, the greatest benefits would be achieved with the Brittany sample, should all values be reduced below 0.58 μg/g. The estimated median annual total benefits were € 1.62 billion, € 0.77 billion, and € 0.005 billion using the national sample, according to the three cut-off points (0.58, 1.0, and 2.5 μg/g). The corresponding values were € 3.02 billion, € 1.75 billion € and € 0.02 billion using the Brittany data, and € 2.51 billion, € 1.31 billion and € 0.07 billion from the Loire-Atlantique exposure distribution. If we had used a rounded cut-off level of exposure at 0.5 μg/g , the total benefits estimated for the national sample would have been about 17 % higher than those estimated to be above the cut-off level of 0.58 μg/g.

Table 4 presents the benefits associated with different levels of Hg exposure reductions by using the logarithm model. For all three samples, we used the same number of children per range for the both models (Table 1). The estimated total benefits were € 5.46 billion, € 9.13 billion, and € 8.17 billion based on the national, Brittany and Loire-Atlantique exposure distributions, respectively, above the 0.58 μg/g cut-off. Thus, the total benefits were estimated to be more than three times higher than those obtained from the linear model (Figure 2).

Discussion

The aim of this article was to evaluate the economic impacts of neurotoxicity associated with prenatal MeHg exposure in France. Our estimations were carried out assuming a linear and a logarithmic relationship between Hg exposure and IQ losses [6,18], for three hypothetical cut-off points, 0.58 μg/g, 1.0 μg/g and 2.5 μg/g, respectively, based on three different evaluations [1], [36] and [39]. In agreement with European [43] recommendations, we do not pretend that any of the cut-off points are completely safe exposure levels, but merely represent hypothetical exposure levels below which adverse effects might be negligible. Three French data sets, i.e., national,

Table 2 Estimated IQ losses for the selected HHg cut-off points range in the three samples with the linear model

		National sample			Brittany sample			Loire Atlantique sample		
HHg concentrations ranges (μg/g)		**[0.58;1.00]**	**[1.00;2.50]**	**[2.50;2.74]**	**[0.58;1.00]**	**[1.00;2.50]**	**[2.50;3.02]**	**[0.58;1.00]**	**[1.00;2.50]**	**[2.50;3.66]**
Loss of IQ point	**From 0.58**	0.20	0.89	1.00	0.20	0.89	1.13	0.20	0.89	1.43
	From 1.00		0.70	0.81		0.70	0.94		0.70	1.24
	From 2.50			0.11			0.24			0.54

The Table 2 presents the IQ losses, for the linear model, the upper bound value per segment from the three cut-off points (0.58, 1.0 and 2.5 μg/g) for the 2008 birth cohort assuming exposure distributions based on the three study samples.

Table 3 Estimated lifetime economic benefits of reducing MeHg exposure in the 2008 children's cohort according to the three study samples with the linear model

		National sample			Brittany sample			Loire Atlantique sample		
HHg concentrations ranges (µg/g)		**[0.58;1.00]**	**[1.00;2.50]**	**[2.50;2.74]**	**[0.58;1.00]**	**[1.00;2.50]**	**[2.50;3.02]**	**[0.58;1.00]**	**[1.00;2.50]**	**[2.50;3.66]**
B_i (€/individual)	**From 0.58**	[0.00;3,473]	[3,473;15,453]	[15,453;17,439]	[0.00;3,473]	[3,473;15,453]	[15,453;19,668]	[0.00;3,473]	[3,473;15,453]	[15,453;24,829]
	From 1.00		[0.00;12,154]	[12,154;14,048]		[0.00;12,154]	[12,154;16,277]		[0.00;12,154]	[12,154;21,509]
	From 2.50			[0.00;1,938]			[0.00;4.166]			[0.00;9,398]
$B_{[range]}$ (€ billion) (midpoint value)	**From 0.58**	0.45	1.09	0.08	0.33	2.51	0.18	0.56	1.63	0.32
	From 1.00		0.70	0.07		1.61	0.14		1.04	0.27
	From 2.50			0.005			0.02			0.07
TB (€ billion) (midpoint value)		**From 0.58**	**From 1.00**	**From 2.50**	**From 0.58**	**From 1.00**	**From 2.50**	**From 0.58**	**From 1.00**	**From 2.50**
		1.62 [0.5;2.73]	**0.77** [0.06;1.48]	**0.005** [0.00;0.0098]	**3.02** [1.08;4.93]	**1.75** [0.12;3.39]	**0.02** [0.00;0.042]	**2.51** [0.84;4.13]	**1.31** [0.19;2.43]	**0.07** [0.00;0.15]

Table 3 presents the estimates of the economic impact for the linear model, expressed as individual benefits (B_i), benefits per range ($B_{[range]}$) and the total benefits for one year (TB), associated with Hg exposures from the three cut-off points for the 2008 birth cohort assuming exposure distributions based on the three study samples.

Brittany and Loire Atlantique, enabled a characterization of the Hg exposure distribution from exposure biomarker results in women of childbearing age or pregnant women. Data were applied to the 2008 national birth cohort. We calculated the health impact (loss of IQ/individual) and the annual economic impact or benefits of Hg reduction in terms of personal avoided costs and for the entire cohort (Bi and TB, respectively), above each cut-off point.

These results highlight that prenatal MeHg exposure has serious impacts on the life-time productivity and on society due to adverse cognitive and associated economic consequences. Benefits were higher with the logarithmic than the linear model (see Figure 2), as the logarithmic DRF is steeper at low exposure levels that affect a larger proportion of children. The two regional exposure estimates, close to sea coasts, where marine food is more easily available, are higher than the national ones. This finding is in line with the French national statistics for fish consumption, which show that the population residing on the western coast of France (18 % of the total population) consumes more of the total amount of fish available in the whole country for numerous species [38,44].

The results show that policies that aim to reduce childhood MeHg exposure would have large-scale social benefits. The focus on a child's life-time earning loss is similar to the avoidable costs in relation to lead exposure reduction [26]. Other costs were ignored, such as direct medical costs linked to treatment or interventions for children with neurodevelopmental disorders. We also neglected indirect costs, such as those related to special

Table 4 Estimated lifetime economic benefits to reducing MeHg exposure in the 2008 children's cohort according to the three study samples with the log model

	National sample			Brittany sample			Loire Atlantique sample		
HHg concentrations ranges (µg/g)	**[0.58;1.16]**	**[1.16;2.90]**	**[2.90;.Max]**	**[0.58;1.16]**	**[1.16;2.90]**	**[2.90;.Max]**	**[0.58;1.16]**	**[1.16;2.90]**	**[2.90;.Max]**
B_i (from 0.58) (€/individual)	8682	26134	60771	8682	26134	60771	8682	26134	60771
$B_{[range[}$ (from 0.58) (€ billion)	2.12	3.03	0.31	1.59	6.93	0.61	2.72	4.49	0.96
TB (from 0.58) (€ billion)	**5.46**			**9.13**			**8.17**		

Table 4 presents the estimates of the economic impact for the logarithm model, expressed as individual benefits (B_i), benefits per range ($B_{[range]}$) and the total benefits for one year (TB), associated with Hg exposures from 0.58 µg/g for the 2008 birth cohort assuming exposure distributions based on the three study samples. Losses of IQ are 0.5, 1.5 and 3.5 IQ points for [0.58; 1.16], [1.16; 2.90] and [2.90; Max], respectively.

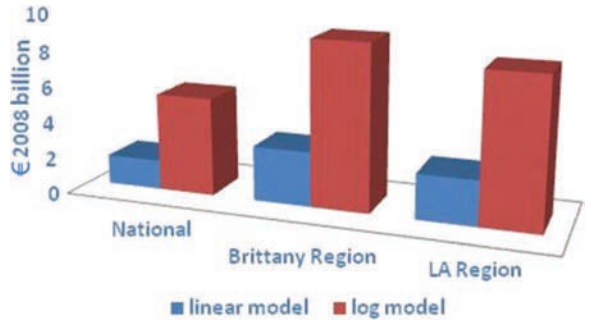


Figure 2 Estimated annual benefits from MeHg reduction exposure above 0.58 μg/g, in the 2008 children cohort (in € $_{2008}$ Billion).

education or additional years of schooling for children as a consequence of these disorders, as well as intangible costs. In addition, our study did not consider other avoided direct health care costs, such as those potentially related to the treatment of cardiovascular or neurodegenerative effects of MeHg exposure, which could be important for high fish consumers [5], but would be difficult to estimate.

Several uncertainties hamper accurate impact estimation. One concerns the slope of the dose–response relationship between maternal MeHg exposure and loss of IQ points. Our first estimates used an average mean of 0.465 IQ point loss per μg/g in HHg. The lower boundary (0.295 IQ point loss per μg/g) or the upper one (0.62 IQ point loss per μg/g) can be also used to obtain minimal or conservative estimates. We used both the linear and the log DRF, as the latter scale showed a better fit, suggesting that a doubling of exposure is associated with a loss of 1.5 IQ points [41]. This slope is of course also uncertain.

Three large-scale prospective epidemiologic studies investigated children who experienced MeHg exposures *in utero* at concentrations relevant: the Faroes study [6], the New Zealand study [11,12], and the Seychelles study [13,14]. These studies provided evidence of a dose–response relationship between concentrations of MeHg and neuro-developmental disorders among children [9]. As also decided by the NRC [15], we relied on the Faroes study as the most extensive data base that was only minimally affected by confounding. This way, we avoided considerations of residual confounding from seafood benefits. Also, in regard to the three cut-off points, recent research [22,24] reflects the occurrence of adverse effects close to the lowest cut-off level. However, it is unclear when effects become negligible, and this uncertainty in particular affects the estimates based on the log curve.

While the use of biomonitoring data from random samples of the general population is an advantage, our calculations were based on sample sizes ranging between 126 and 503 at national and regional levels. The representativeness of the study samples can be challenged, and larger surveys are needed to obtain more precise data, especially in regard to the prevalence of high-level exposures.

Comparison of mean mercury exposure distributions in different countries indicates that, France exhibits Hg concentrations that are greater than in Germany and the US. The consumption of fish in the latter countries is about half that of the French, while countries such as Spain, Sweden and Japan show greater consumption figures [37]. Our results, in line with US findings [33,34], document that a reduction of childhood MeHg exposure may have substantial social benefits. The monetary value of the annual health benefits due to prevention of cognitive disorders generated by a 20 % reduction exposure to MeHg in the US population was estimated at $\$_{US}$ 170 million/year [29], but this result was certainly underestimated due to underestimation of the hair mercury-IQ dose response slope and the high threshold for neurotoxicity. Using a different approach, Trasande et al. calculated that decreased economic productivity resulting from diminished intelligence over a lifetime results in an aggregate economic cost in each annual birth cohort of $\$_{US}$ 8.7 billion annually (range: \$0.7–\$13.9 billion, $\$_{2000}$) [40]. About 15 % of this cost was said to be attributable to mercury emitted from coal-fired power plants in the United States [40], although the basis for these calculations may be challenged. In comparing these figures to the ones calculated for France, note should be taken that annual US birth cohorts are about five times greater. Despite the differences in assumptions and published estimates, the results document that benefits of MeHg exposure control are substantial.

Our paper did not estimate the annual costs of investments in pollution abatement because of the paucity of the available data. The known investment costs for Hg emissions control include data from reduction of mercury usage in the chlorine industry (estimation of $€_{2005}$ 0.4 billion), measures taken in dentistry ($€_{1997}$ 0.031 billion), plus expenses for recycling and treatment of mercury releases. These French expenses are total, not annualized. While the utility industry is responsible for a main part of global mercury emissions, its contribution and the costs for abatement vary substantially between countries. In the US, an estimate of $\$_{US}$750 million per year has been reported for industrial investments needed to obtain a reduction of Hg emissions [35]. However, abatement efforts should not be undertaken at a national level alone, and calculations need to consider global expenses. Thus, due to regional and hemispherical air dispersion of Hg, a concerted European policy on the emissions is necessary to obtain significant reductions of

exposure levels in Europe. The French Institute for Industrial Risks (INERIS) has put forward two main routes for the reduction of mercury releases in the environment: one is substitution of mercury by non-fossils fuels (wood, biogas, biomass) in oil or coal combustion plants and by process changes in the chlorine industry (change to the membrane cell technology); the second would encourage more effective ways to collect and recycle waste containing mercury in batteries, thermometers, dental amalgams, and energy-saving lamps [45]. These costs would have additional socio-economic yields from better control of mercury emissions: job creation and modernization of capital equipment [46].

Methylmercury exposure mainly originates from fish and seafood, which contain essential nutrients that have beneficial effects on brain development [8], [47]. For this reason, a reduction in the concentrations of MeHg in fish is a desirable long-term goal rather than a replacement of fish in the diet by other foods. In the interim, the best method of maintaining fish consumption and minimizing Hg exposure is the consumption of fish known to have lower MeHg concentrations [15] and advisories to women about avoiding Hg intake during pregnancy and breastfeeding may be a cost-effective preventive action.

French studies and recommendations from the French Agency for Food, environmental and Occupational Health Safety (ANSES), stress the need for health education regarding fish species consumption in order to protect vulnerable populations. The INRA study provided evidence on the risks and the benefits of fish consumption by pregnant women to guide decision making in order to reduce risks and optimize nutritional benefits in consumers [3,44]. Thus, implementation of consumption strategies within populations at risk can be in the form of pertinent dietary recommendations [48].

Other factors also play a role in regard to fish consumption. The Sustainable Development indicators show that, despite the implementation of quotas, overfishing continues: 13 % of so-called pelagic fish catches (including tuna) are in excess to the precautionary threshold [49] and may for this reason need to be diminished. In this connection, economic aspects of the fishing industry can also be considered. While tuna is high in MeHg content, it is the most popular of seafood species consumed in France (220,000 tons/y between 2008 and 2010) [56, 57], mainly canned (about 94 % of the value of household purchases of tuna), and represents 8-9 % of household expenditures for fish purchases, i.e. € 0.56 billion in 2010. For comparison, sardines are cheaper and with low MeHg but consumed less frequently (63,000 tons/y), with household expenditures corresponding to € 0.16 billion in 2010. Despite these high figures, the economic importance of high-mercury species is lower than the benefits calculated in the present study, thus emphasizing the need for abatement.

More extensive human biomonitoring would allow a more precise measurement of exposure and would help elaborate recommendations and information to reduce environmental exposures to MeHg [50]. Such studies need to be extended to all of the EU and beyond. However, information alone would not suffice to change dietary habits and taxes and subsidies would be necessary to encourage consumption changes [51]. Our results suggest that the benefits of exposure control justify such actions.

Conclusions

Annual benefits of removing Hg exposure can be estimated in the order between € 1 billion and € 9 billion in France. While our results support enhanced public policies for the prevention of MeHg exposure, the economic estimates are highly influenced by uncertainties regarding the dose–response relationship. Benefits might be underestimated because costs linked to all aspects of neurotoxicity and to cardiovascular diseases have not been considered. The data from France support the notion that precautionary measures are called for to minimize exposure to this hazardous pollutant.

Abbreviations

ANSES: French Agency for Food, environmental and Occupational Health Safety; HHg: hair mercury; DRF: Dose–response Function; ENNS: Etude Nationale Nutrition Santé; Hg: Mercury; MeHg: Methylmercury; INERIS: French Institute for Industrial Risks; INRA: National Institute of Agricultural Research; INSERM: National Institute of Health and Medical Research; InVS: French Institute for Public Health Surveillance; IQ: Intelligence Quotient; JECFA: Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives; NRC: U.S. National Research Council; PÉLAGIE: Longitudinal study on pathologies of pregnancy, infertility and childhood; Pb: Lead; RfD: Reference Dose.

Competing interests

The authors declare that they have no competing interests.

Authors' contributions

CP performed the literature review, drafted the manuscript and carried out the analysis. MB, PG, DZN, NF, SC, ARG and PH contributed substantially to defining the methods of the analysis, interpreting the results of the study and editing the manuscript. All authors read and approved the final version.

Acknowledgements

We would like to thank Philippe Verger (Met@risk, INRA) for his technical support.

Author details

[1]EHESP School of Public Health, Rennes Cedex 35043, France. [2]Lorraine University Medical School, Public Health department, Vandoeuvre-les-Nancy cedex, France. [3]INSERM U 1085-IRSET (Institut de Recherche Santé Environnement Travail), Rennes 1 University, Rennes cedex 35042, France. [4]Institut de veille sanitaire, Département Santé Environnement, Saint Maurice cedex 94415, France. [5]INSERM U 954 "Nutrition, genetics and environmental risks", Medical School, Vandoeuvre-les-Nancy cedex 54505, France. [6]Institute of Public Health, University of Southern Denmark,, Odense DK-5000, Denmark. [7]Department of Environmental Health, Harvard School of Public Health, Boston, MA 02215, USA.

Received: 10 February 2012 Accepted: 9 July 2012
Published: 10 August 2012

References

1. *Human Exposure | Mercury | US EPA*. http://www.epa.gov/hg/exposure.htm.
2. Gilmour CC, Riedel GS: **A Survey of Size-Specific Mercury Concentrations in Game Fish from Maryland Fresh and Estuarine Waters.** *Arch Environ Contam Toxicol* 2000, **39**:53–59.
3. Pouzaud F, Ibbou A, Blanchemanche S, Grandjean P, Krempf M, Philippe H-J, Verger P: **Use of advanced cluster analysis to characterize fish consumption patterns and methylmercury dietary exposures from fish and other sea foods among pregnant women.** *J Expos Sci Environ Epidemiol* 2009, **20**:54–68.
4. Goldman LR, Shannon MW: **Technical report: mercury in the environment: implications for pediatricians.** *Pediatrics* 2001, **108**:197–205.
5. Mergler D, Anderson HA, Chan LHM, Mahaffey KR, Murray M, Sakamoto M, Stern AH: **Methylmercury exposure and health effects in humans: a worldwide concern.** *Ambio* 2007, **36**:3–11.
6. Grandjean P, Weihe P, White RF, Debes F, Araki S, Yokoyama K, Murata K, Sørensen N, Dahl R, Jørgensen PJ: **Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury.** *Neurotoxicol Teratol* 1997, **19**:417–428.
7. Murata K, Grandjean P, Dakeishi M: **Neurophysiological evidence of methylmercury neurotoxicity.** *Am J Ind Med* 2007, **50**:765–771.
8. Grandjean P, Herz KT: **Methylmercury and Brain Development: Imprecision and Underestimation of Developmental Neurotoxicity in Humans.** *Mount Sinai Journal of Medicine: A Journal of Translational and Personalized Medicine* 2011, **78**:107–118.
9. Grandjean P, Landrigan PJ: **Developmental neurotoxicity of industrial chemicals.** *Lancet* 2006, **368**:2167–2178.
10. Shimshack JP, Ward MB: **Mercury advisories and household health trade-offs.** *J Health Econ* 2010, **29**:674–685.
11. Kjellstrom T, Kennedy P, Wallis S, Stewart A, Friberg L: *Physical and mental development of children with prenatal exposure to mercury from fish. Stage 1: Preliminary tests at age 4*. Solna: National Swedish Environmental Protection Board Research Secretariat; 1986.
12. Kjellstrom T, Kennedy P, Wallis S, Mantell C: *Physical and mental development of children with prenatal exposure to mercury from fish. Stage 2, interviews and psychological tests at age 6*. Solna: National Swedish Environmental Protection Board Research Secretariat; 1989.
13. Davidson PW, Myers GJ, Cox C, Axtell C, Shamlaye C, Sloane-Reeves J, Cernichiari E, Needham L, Choi A, Wang Y, Berlin M, Clarkson TW: **Effects of prenatal and postnatal methylmercury exposure from fish consumption on neurodevelopment: outcomes at 66 months of age in the Seychelles Child Development Study.** *JAMA* 1998, **280**:701–707.
14. Myers GJ, Davidson PW, Cox C, Shamlaye CF, Palumbo D, Cernichiari E, Sloane-Reeves J, Wilding GE, Kost J, Huang L-S, Clarkson TW: **Prenatal methylmercury exposure from ocean fish consumption in the Seychelles child development study.** *Lancet* 2003, **361**:1686–1692.
15. National Research Council: *Toxicological Effects of Methylmercury. Committee on the Toxicological Effects of Methylmercury, Board on Environmental Studies and Toxicology*. Washington, D.C: The National Academies Press; 2000.
16. Strain JJ, Davidson PW, Bonham MP, Duffy EM, Stokes-Riner A, Thurston SW, Wallace JMW, Robson PJ, Shamlaye CF, Georger LA, Sloane-Reeves J, Cernichiari E, Canfield RL, Cox C, Huang LS, Janciuras J, Myers GJ, Clarkson TW: **Associations of maternal long-chain polyunsaturated fatty acids, methyl mercury, and infant development in the Seychelles Child Development Nutrition Study.** *Neurotoxicology* 2008, **29**:776–782.
17. Debes F, Budtz-Jørgensen E, Weihe P, White RF, Grandjean P: **Impact of prenatal methylmercury exposure on neurobehavioral function at age 14 years.** *Neurotoxicol Teratol* 2006, **28**:536–547.
18. Budtz-Jørgensen E, Debes F, Weihe P, Grandjean P: ***Adverse Mercury Effects in 7 Year Old Children Expressed as Loss in "IQ."*** *Report to the U.S. Environmental Protection Agency. EPA-HQ-OAR-2002-0056-6046.*: ; 2004.
19. Cordier S, Garel M, Mandereau L, Morcel H, Doineau P, Gosme-Seguret S, Josse D, White R, Amiel-Tison C: **Neurodevelopmental investigations among methylmercury-exposed children in French Guiana.** *Environ Res* 2002, **89**:1–11.
20. Fréry N, Maury-Brachet R, Maillot E, Deheeger M, de Mérona B, Boudou A: **Gold-mining activities and mercury contamination of native amerindian communities in French Guiana: key role of fish in dietary uptake.** *Environ Health Perspect* 2001, **109**:449–456.
21. Velge P, Pinte J, Noel L, Guerin T: **Bilan de la surveillance 2008 des niveaux de contamination en mercure dans les produits de la pêche - Évolution des recommandations de consommation.** *Bulletin épidémiologique AFSSA* 2010, **36**:10–13.
22. Lederman SA, Jones RL, Caldwell KL, Rauh V, Sheets SE, Tang D, Viswanathan S, Becker M, Stein JL, Wang RY, Perera FP: **Relation between Cord Blood Mercury Levels and Early Child Development in a World Trade Center Cohort.** *Environ Health Perspect* 2008, **116**:1085–1091.
23. Oken E, Radesky JS, Wright RO, Bellinger DC, Amarasiriwardena CJ, Kleinman KP, Hu H, Gillman MW: **Maternal fish intake during pregnancy, blood mercury levels, and child cognition at age 3 years in a US cohort.** *Am J Epidemiol* 2008, **167**:1171–1181.
24. Suzuki K, Nakai K, Sugawara T, Nakamura T, Ohba T, Shimada M, Hosokawa T, Okamura K, Sakai T, Kurokawa N, Murata K, Satoh C, Satoh H: **Neurobehavioral effects of prenatal exposure to methylmercury and PCBs, and seafood intake: neonatal behavioral assessment scale results of Tohoku study of child development.** *Environ Res* 2010, **110**:699–704.
25. Guldner L, Monfort C, Rouget F, Garlantezec R, Cordier S: **Maternal fish and shellfish intake and pregnancy outcomes: a prospective cohort study in Brittany.** *France. Environ Health* 2007, **6**:33.
26. Pichery C, Bellanger M, Zmirou-Navier D, Glorennec P, Hartemann P, Grandjean P: **Childhood lead exposure in France: benefit estimation and partial cost-benefit analysis of lead hazard control.** *Environ Health* 2011, **10**:44.
27. Rudnai P: **Blood lead levels in children.** *WHO-ENHIS* 2007, Fact sheet N°4.5. http://www.euro.who.int/Document/EHI/ENHIS_Factsheet_4_5.pdf.
28. Rice GE, Hammitt JK: **Economic Valuation of Human Health Benefits of Controlling Mercury Emissions from U.S. Coal-Fired Power Plants.In Nort East States for Coordinated Air Use Management.** *NESCAUM* 2005, .
29. Rice GE, Hammitt JK, Evans JS: **A probabilistic characterization of the health benefits of reducing methyl mercury intake in the United States.** *Environ Sci Technol* 2010, **44**:5216–5224.
30. US EPA: *Regulatory Impact Analysis for the Final Mercury and Air Toxics Standards*. 2011: 2011; 2011.
31. Griffiths C, McGartland A, Miller M: **A comparison of the monetized impact of IQ decrements from mercury emissions.** *Environ Health Perspect* 2007, **115**:841.
32. Spadaro JV, Rabl A: **Global Health Impacts and Costs Due to Mercury Emissions.** *Risk Anal* 2008, **28**:603–613.
33. Sundseth K, Pacyna JM, Pacyna EG, Munthe J, Belhaj M, Aström S: **Economic benefits from decreased mercury emissions: Projections for 2020.** *Journal of Cleaner Production* 2010, **18**:386–394.
34. Pacyna JM, Sundseth K, Pacyna EG, Jozewicz W, Munthe J, Belhaj M, Aström S: **An assessment of costs and benefits associated with mercury emission reductions from major anthropogenic sources.** *J Air Waste Manag Assoc* 2010, **60**:302–315.
35. Swain EB, Jakus PM, Rice GE, Lupi F, Maxson PA, Pacyna JM, Penn A, Spiegel SJ, Veiga MM: **Socioeconomic consequences of mercury use and pollution.** *Ambio* 2007, **36**:45–61.
36. Grandjean P, Budtz-Jørgensen E: **Total imprecision of exposure biomarkers: implications for calculating exposure limits.** *Am J Ind Med* 2007, **50**:712–719.
37. Fréry N, Saoudi A, Garnier R, Zeghnoun A, Falq G: **Exposition de la population française aux substances chimiques de l'environnement. Tome 1**. In *Présentation de l'étude. Métaux et métalloïdes. InVS.*; 2011:151.
38. FranceAgriMer: *BILAN ANNUEL 2008.*: Consommation des produits de la pêche et de l'aquaculture; 2009. http:/www.franceagrimer.fr/content/download/3446/18182/file/BILAN-CONSOMMATION-08.PDF.
39. JECFA: *Sixty-Seventh Meeting. Summary and conclusions. Rome.* 2006:11. **Available on:** [http://www.who.int/foodsafety/chem/jecfa/summaries/summary67.pdf].
40. Trasande L, Schechter C, Haynes KA, Landrigan PJ: **Applying cost analyses to drive policy that protects children: mercury as a case study.** *Ann N Y Acad Sci* 2006, **1076**:911–923.
41. Grandjean P, Herz KT: **Methylmercury and brain development: imprecision and underestimation of developmental neurotoxicity in humans.** *Mt Sinai J Med* 2011, **78**:107–118.
42. Pla A: *Bilan démographique 2008, plus d'enfants, de plus en plus tard*, INSEE PREMIERE.: INSEE PREMIERE; 2009.

43. *EFSA provides risk assessment on mercury in fish: precautionary advice given to vulnerable groups*. http://www.efsa.europa.eu/en/press/news/contam040318.htm].
44. ANSES: *Etude des Consommations ALimentaires de produits de la mer et Imprégnation aux éléments traces, PolluantS et Oméga 3*. 2006.
45. INERIS: *Données technico-économiques sur les substances chimiques en France. Mercure et principaux composés: panorama des principaux émetteurs*. 2008.
46. *Knoxville News Sentinel:"Pollution rules will create jobs, push up rates"*.http://www.knoxnews.com/news/2011/mar/07/study-pollution-rules-will-create-jobs-push-up/.
47. Budtz-Jørgensen E, Grandjean P, Weihe P: **Separation of Risks and Benefits of Seafood Intake.** *Environ Health Perspect* 2007, **115**:323–327.
48. Canuel R, De Grosbois SB, Atikessé L, Lucotte M, Arp P, Ritchie C, Mergler D, Chan HM, Amyot M, Anderson R: **New Evidence on Variations of Human Body Burden of Methylmercury from Fish Consumption.** *Environ Health Perspect* 2006, **114**:302–306.
49. Le Clezio P: *les indicateurs du développement durable et l'empreinte écologique. Conseil économique, social et environnemental*. 2009.
50. Fréry N, Saoudi A, Garnier R, Zeghnoun A, Falq G, Guldner L: *Exposure of the French population to environmental pollutants. Environmental component of the French National Survey on Nutrition and Health. Initial results*. Saint-Maurice (France): French Institute for Public Health Surveillance; 2010:12.
51. Marette S, Roosen J, Blanchemanche S: **Taxes and subsidies to change eating habits when information is not enough: an application to fish consumption.** *J Regul Econ* 2008, **34**:119–143.

doi:10.1186/1476-069X-11-53
Cite this article as: Pichery *et al.*: Economic evaluation of health consequences of prenatal methylmercury exposure in France. *Environmental Health* 2012 **11**:53.

Submit your next manuscript to BioMed Central and take full advantage of:

- **Convenient online submission**
- **Thorough peer review**
- **No space constraints or color figure charges**
- **Immediate publication on acceptance**
- **Inclusion in PubMed, CAS, Scopus and Google Scholar**
- **Research which is freely available for redistribution**

Submit your manuscript at
www.biomedcentral.com/submit

BioMed Central

4.3 Cas d'étude 3 : Analyse Coût-Bénéfice partielle de la réduction de l'exposition au plomb dans la population infantile française. Cas du remplacement des canalisations d'eau contenant du plomb.

Résumé: L'exposition au plomb dans l'eau potable demeure une préoccupation de santé publique en raison des déficiences cognitives et comportementales qu'elle peut provoquer, en particulier chez les enfants de moins de 6 ans. L'objectif de cet article était d'effectuer une nouvelle analyse couts-bénéfices (ACB) sur l'eau contaminée par le plomb en vue d'aider le décideur public dans l'élaboration de politiques de prévention en santé environnementale en fonction des bénéfices monétaires de la réduction de l'exposition au plomb dans les canalisations d'eau en France et les coûts d'investissements nécessaires à cette réduction. L'évaluation de l'exposition était basée sur les résultats d'une enquête d'imprégnation menée en 2008 chez les enfants âgés de un à six ans. Plusieurs sources de données sur la présence du plomb dans les canalisations ont été utilisées. Les bénéfices monétaires sanitaires et sociaux de la réduction de l'exposition, estimés dans un premier article portant sur les risques liés à l'exposition au plomb en France, ont été utilisés. Les coûts du contrôle de l'exposition ont été estimés en termes de coûts d'élimination des canalisations d'eau en plomb. Une ACB partielle du contrôle du plomb dans l'eau a été effectuée. Les bénéfices annuels, pour l'année 2008, d'une maîtrise des plombémies en deçà de 15, 24 et 100 µg/L sont: 22,72 milliards €, 10,72 milliards € et 0,44 milliards €, respectivement. Les coûts de la réduction varient entre 0,7 et 3,6 milliards €/an. Le bénéfice net associé à la réduction du plomb dans l'eau est de 0,17-0,21 milliards, 0,07-0,09 milliards en deçà de 15, 24 et, il est négatif -0,01-(-0,04) milliards € au-delà de 100 µg/L. L'estimation d'un bénéfice net négatif a montré que les politiques publiques de santé environnementale sont efficientes lorsque les ressources engagées permettent de réduire l'impact de la pollution sur la santé des enfants.

Mots-clés : Plomb, Saturnisme, eau, évaluation économique, troubles cognitifs des enfants

Abstract

In France, lead exposure in drinking water remains a public health concern due to cognitive and behavioral impairment effects especially among children younger than six years of age. The main objective of the study was to conduct a Cost Benefit Analysis (CBA) on water contaminated with lead to help the policy maker in the development of prevention policies in environmental health with the profits monetary reducing exposure to lead in water pipes in France and the investment costs required for this reduction. Exposure assessment was based on a 2008 nationwide representative survey on blood-lead (B-Pb) concentrations in French children aged one to six years old. Several sources of data on the presence of lead pipes were used. Adverse health outcomes linked to lead exposure, such as illness or deficient cognitive behaviors and their related costs were translated into health and social monetary benefits, or avoided costs due to reduction exposure.They were estimated in a first article on the risks of lead exposure in France, and were used in this one. Costs of exposure control have been estimated in terms of disposal costs for lead water pipes. And CBA partial control of lead in water was performed. The following overall annual benefits for the three hypothetical thresholds values in 2008 were €22.72 billion, €10.72 billion and €0.44 billion, respectively for exposures above 15, 24 and 100 µg/L. Costs from abatement ranged from €0.7 to 3.6 billion/year. The net benefit associated to lead reduction in water was, for exposures from €0.17 to 0.21 billion, from €0.07 to 0.09 billion above 15, 24 and it is negative € (-0.01) to (-0.04) billion above 100 µg/L, respectively. Negative net benefit estimate has shown that public health policies are efficient when environmental resources committed to reduce the impact of pollution on children's health

Key words: Lead poisoning, water, economic evaluation, children’s cognitive disorders.

Contexte

Le plomb est un polluant dont les effets, chez les enfants de moins de 6 ans exposés, entraînent des dommages biologiques et neurologiques qui se traduisent par des troubles cognitifs et comportementaux [1,2]. Les expositions courantes constituent un motif de préoccupation parce qu'il n'y aurait pas de seuil de dose de toxicité plomb [3]. Plusieurs sources d'exposition au plomb ont été identifiées, les principales étant la nourriture - l'ingestion de poussières et d'écailles de peinture au plomb dans l'habitat ancien, et l'eau du robinet en raison de la présence de plomb dans les anciennes canalisations des vieilles maisons et de certains systèmes publics. D'autres sources d'exposition au plomb ont été répertoriées et comprennent des produits de consommation, notamment des jouets et certaines activités professionnelles et extra-professionnelles [4]. Les concentrations dans l'air ont, en revanche, considérablement diminué après l'interdiction de l'essence au plomb et sont maintenant presque entièrement attribuables aux émissions industrielles [5]. En France, des mesures de contrôle et des stratégies de dépistage ont progressivement conduit à réduire les risques liés aux canalisations en plomb, à la peinture au plomb dans les maisons construites avant 1949 et à la contamination de sites industriels spécifiques. Des approches autres que scientifiques ont permis d'aider le décideur public à agir contre la pollution du plomb dans l'eau, notamment l'approche économique. Plusieurs chercheurs ont estimé les bénéfices monétaires d'une réduction de l'exposition au plomb et les coûts d'investissements nécessaires pour réduire cette exposition [2,6,7] dont en France, Chanel et al.[8], et plus récemment, Pichery et al [9]. Ce dernier article estimait, selon l'approche standard de l'Analyse Coût-Bénéfice (ACB), les bénéfices monétaires associés à la réduction de l'exposition au plomb dans une cohorte d'enfants et les coûts d'investissements nécessaires, notamment les coûts des changements des canalisations en plomb en vue de maîtriser la pollution du plomb dans l'eau. L'objectif de ce présent article est d'utiliser des données plus récentes et/ou différentes sur la présence du plomb dans les canalisations afin de proposer une nouvelle ACB sur l'eau contaminée par le plomb en vue d'aider le décideur public dans l'élaboration de politiques de prévention en santé environnementale.

Méthodes

Evaluation des expositions.

Les expositions ont été évaluées à partir d'une étude de l'Institut de Veille Sanitaire d'imprégnation de la population d'enfants de 1 à 6 ans [10]. En 2008-2009, la moyenne géométrique des plombémies était de 15µg/L, et la prévalence des plombémies >100µg/L (définition actuelle du saturnisme infantile), de 0,11% (N=5333/4696182). Les données récentes de l'article de Lucas et al [11] ont été utilisées parce qu'elles décrivent la contamination du plomb dans un panel représentatif de maisons françaises où résident des enfants de 6 mois à 6 ans. Ce papier indiquait que la concentration maximale de plomb dans l'eau était égale à 74µg/L, donc le facteur de risque eau ne peut être à l'origine d'une plombémie≥100µg/L pour les enfants de 6 mois à 6 ans. Nous avons donc supposé que le pourcentage de cas associés à l'eau contaminée avec une plombémie≥100µg/L est égal à 0%. De plus, les résultats de cet article donnaient d'autres informations: la moyenne géometrique <1µg/L, des concentrations de plomb dans l'eau comprise entre 0 et 74 µg/L, et les concentrations de plomb dans l'eau à 25µg/L représentaient 1% des foyers où vivaient des enfants de 6 mois à 6 ans. A partir de ces éléments, il a été supposé que l'eau contaminée reste une source d'exposition pour les enfants de 6 mois à 6 ans ayant des plombémies <100µg/L. D'après une autre étude [12], les principales sources d'exposition d'enfants de 6 mois à 6 ans ayant des plombémies <100µg/L, au percentile P75, étaient la nourriture (83%), suivie de la poussière et du sol (16%) et de l'eau (1%), nous avons donc supposé que cette répartition restait la même, et que le pourcentage des cas associés à l'eau contaminée était égal à 1% pour les enfants de 6 mois à 6 ans ayant des plombémies <100µg/L.

Relation exposition risque

Comme dans l'étude de Pichery et al, La relation exposition risque a été utilisé dans notre article, notamment la méta-analyse de Lanphear et al [13] et l'hypothèse supplémentaire d'une perte de QI dans la population étudiée à partir de 15µg/L, moyenne géométrique de la population étudiée, en s'appuyant sur les conclusions de l'Environmental Food Authority Safety (EFSA) indiquant l'absence de seuil de toxicité identifié [3], et sur l'étude de la California Environmental Protection Agency (CEPA) [14] qui donnait une estimation de perte de 1 point de QI pour une augmentation de la plombémie de 10µg/L entre 10 et 100µg/L.

Estimation des bénéfices monétaires et des coûts d'investissement

Nous avons également utilisé les bénéfices estimés de Pichery et al, pour une réduction des expositions au-delà de 15, 24 et 100µg/L, en termes de coûts évités, selon deux catégories: les coûts directs de santé et les coûts sociaux. Les premiers se décomposent en coûts des dépistages ciblés pour des enfants qui auraient entre 15 et 100µg/L et en coûts des traitements au-dessus de 100µg/L. Les coûts sociaux évités correspondent à la perte de productivité future des enfants, aux dépenses d'éducation spécialisée, aux coûts liés à la criminalité et enfin aux coûts intangibles calculés à partir de l'approche du pretium doloris. Un facteur d'actualisation $w = (1 + s)^t$, où s=3% et t=30 ans a été appliqué à la perte de productivité évitée afin de tenir compte du délai qui s'écoule entre un changement dans les émissions et l'impact du plomb. Dans cet article, un plan d'investissement avait également été proposé en fonction de l'estimation des coûts d'élimination du plomb estimés en 2009 par l'Institut Européen pour la Gestion Raisonnée de l'Environnement. Dans cet article, nous avons utilisé une autre estimation afin de corroborer ou d'infirmer les données estimées par l'IEGRE, celle de la lyonnaise des eaux [15]. D'après cette dernière source, l'investissement nécessaire à l'élimination du plomb dans les canalisations serait de 18 Mds$€_{2008}$ dans les canalisations privées, et de 3,6 Mds$€_{2008}$ dans les canalisations publiques. Dans les deux cas, les recommandations du Conseil supérieur d'hygiène publique de France et de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments ont été suivies : elles recommandent l'élimination de toutes les canalisations en plomb utilisées dans l'approvisionnement en eau dans les canalisations publiques et dans les canalisations privées des ménages, afin d'atteindre une concentration en plomb ≤10µg/L avant la fin de l'année 2013. Une ACB sur l'eau potable contaminée a donc pu être réalisé en comparant les bénéfices monétaires associés à la réduction de l'exposition au plomb et les coûts d'investissements des changements des canalisations en plomb et en utilisant les pourcentages retenus des sources d'exposition liées à l'eau.

Résultats

Les résultats de l'ACB portant sur l'eau, utilisent l'estimation des bénéfices annuels de la réduction de l'exposition au plomb de Pichery et al, soit 22,72 milliards €, 10,72 milliards € et 0,44 milliards €, respectivement et les coûts des investissements liés à l'eau contaminée de la

Lyonnaise des eaux, soit l'hypothèse d'un investissement entre 0.7 et 3.6 Mds€/an sur 5 ans (2008-2013). Donc, un bénéfice net positif de 0,17-0,21 milliards, 0,07-0,09 milliards et un bénéfice net négatif de -0,01-0,04 milliards € ont été calculés (figure 1). Ces résultats sont compatibles avec un faible impact des coûts d'investissements sur l'eau compte tenu de sa faible contribution à l'exposition de la population.

Discussion

L' ACB partielle du contrôle du plomb dans l'eau a été réalisée en utilisant les bénéfices annuels d'une réduction de l'exposition au Pb d'une cohorte d'enfants en ciblant la contamination de l'eau par le Pb dans les canalisations publiques et privées et les a comparé aux coûts d'investissements annuels réalisés, ce qui a rapporté un bénéfice net négatif au-delà de 100µg/L. Ce résultat met en évidence que les allocations de ressources n'ont donc pas été optimales pour la collectivité, dans le cadre de programmes de prévention et de décontamination du Pb dans les canalisations d'eau. En effet, les coûts investis étaient trop importants en comparaison des bénéfices monétaires sanitaires et sociaux estimés. Les dépenses engagées auraient pu être utilisées dans d'autres projets dégageant un gain social net. Les estimations produites dans cet article appellent en premier lieu à la production de statistiques plus complètes sur les coûts des différents investissements destinés à la réduction de la présence de plomb dans les milieux de contact qui affectent l'exposition de la population. Une actualisation des parts contributives des différentes voies d'exposition est également nécessaire.

Conclusion

L'ACB portant sur l'eau contaminée par le plomb, a mis en évidence que les politiques publiques ont engagé des dépenses trop importantes alors que les ressources étatiques sont limitées. La pertinence de l'outil d'aide à la décision ACB a donc été mise en évidence. La recherche de l'efficience d'une politique publique nécessite donc de s'interroger sur les bénéfices d'une réduction de la pollution comparativement au retour sur investissements que permet l'évaluation économique.

Références

1. Hivert G, Coquet S, Glorennec P, Bard D. [Is compliance to current lead regulations safe enough for infants and toddlers?]. Rev Epidemiol Sante Publique. 2002 juin;50(3):297-305.

2. Gould E. Childhood lead poisoning: conservative estimates of the social and economic benefits of lead hazard control. Environ. Health Perspect. 2009 juill;117(7):1162-7.

3. European Food Authority Safety (EFSA). Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on Lead in Food. Journal. 2010;8(4)(1570):147.

4. INVS. Saturnisme, Quelles stratégies de dépistage chez l'enfant? Expertise opérationnelle. 2008.

5. CITEPA. Centre Inter-professionnel d'Etude de la Pollution Atmosphérique. Emissions dans l'air en France. 2004 p. 28-34.

6. Schwartz J. Societal benefits of reducing lead exposure. Environ. Res. 1994 juill;66(1):105-24.

7. Salkever DS. Updated estimates of earnings benefits from reduced exposure of children to environmental lead. Environ. Res. 1995 juill;70(1):1-6.

8. Chanel O. Apports de l'analyse économique. Saturnisme Quelles stratégies de dépistage chez l'enfant? Paris: INSERM; 2008. p. 215-29.

9. Pichery C, Bellanger M, Zmirou-Navier D, Glorennec P, Hartemann P, Grandjean P. Childhood lead exposure in France: benefit estimation and partial cost-benefit analysis of lead hazard control. Environ Health. 2011;10(1):44.

10. Etchevers A, Lecoffre C, Le Tertre A, Le Strat Y, de Launay C, Bérat B, et al. Imprégnation des enfants par le plomb en France en 2008-2009. Blood lead level in children in France, 2008-2009. [http://www.invs.sante.fr/behweb/2010/02/index.htm], [Internet]. 2010; Available de: http://www.invs.sante.fr/behweb/2010/02/pdf/n2.pdf

11. Lucas J-P, Le Bot B, Glorennec P, Etchevers A, Bretin P, Douay F, et al. Lead contamination in French children's homes and environment. Environmental Research. 2012 juill;116(0):58-65.

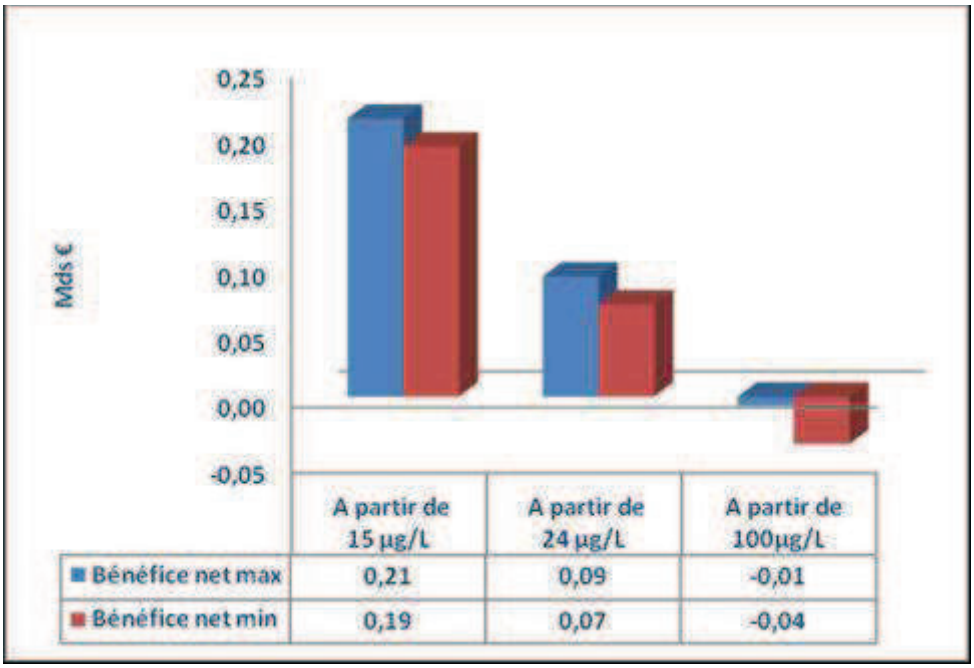
12. Glorennec P, Bemrah N, Tard A, Robin A, Le Bot B, Bard D. Probabilistic modeling of young children's overall lead exposure in France: integrated approach for various exposure media. Environ Int. 2007 oct;33(7):937-45.

13. Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, Yolton K, Baghurst P, Bellinger DC, et al. Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. Environ. Health Perspect. 2005 juill;113(7):894-9.

14. California Environmental Protection Agency. Development of Health Criteria for School Site Risk Assessment Pursuant to Health and Safety Code Section 901(g): Child-Specific Benchmark Change in Blood Lead Concentration for School Site Risk Assessment. [Internet]. Sacramento, CA:California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment; 2007. Available de: http://oehha.ca.gov/public_info/public/kids/pdf/PbHGV041307.pdf

15. Plomb, propositions Lyonnaise des Eaux [Internet]. [cité 2012 juill 2]. Available de: http://www.waternunc.com/fr/pblyon1.htm#redu

Figure 1 Bénéfice net lié à l'eau contaminée par le plomb



5 Discussion générale et perspectives

Cette dernière partie discute les avantages, les limites et le bien-fondé de l'intégration de l'évaluation économique dans les politiques de prévention des risques environnementaux pour la santé des enfants, en se basant sur les travaux empiriques réalisés. Cette partie suggère ensuite des perspectives de recherche pour cette intégration dans le domaine de la santé environnementale.

5.1 Les avantages de l'évaluation économique appliquée à la réduction des risques environnementaux sur la santé des enfants

Les travaux de recherche présentés dans cette thèse s'appuient sur une démarche méthodologique rigoureuse nécessaire à l'évaluation économique des dommages sur la santé des enfants induits par deux substances chimiques toxiques, le Pb et le MeHg.

Comme nous l'avons rappelé supra, les métaux Pb et MeHg ont été reconnus comme sources des troubles du développement neurologique et de dysfonctionnement cérébral infra clinique chez les enfants. Les troubles du déficit de l'attention, le retard mental, la paralysie cérébrale et l'autisme figurent parmi les effets communs du Pb et du MeHg sur la santé des enfants exposés et peuvent, dans certains cas, causer une incapacité permanente [136]. Cependant, 'l'ampleur des déficiences étant considérée sur le plan clinique comme non significative' [175], alors l'impact de ces polluants sur le développement neurologique des enfants est parfois négligé. Or, comme le rappelle Bellinger, l'impact d'un facteur de risque dépend à la fois de son effet de taille et de sa distribution sur une population [175]. En d'autres termes, son impact sur la santé publique sera d'autant plus important que la population exposée est large [176]. Cette approche basée sur la population est cohérente avec les estimations économiques développées à partir des scores de l'échelle de points de QI appelée « Full Scale IQ – FSIQ ». Ainsi Grosse (2002) et Gould (2009) ont évalué les bénéfices économiques liés à la réduction de l'exposition au Pb, sur la base d'une réduction d'un point de FSIQ [175].

Face à l'effet toxique du Pb et du MeHg dans le cerveau humain en développement et au nombre de sujets exposés, la prévention des risques pour la santé des enfants relève de la responsabilité des autorités publiques au niveau central, régional et local. L'élaboration des politiques à mettre en œuvre nécessite une approche globale reposant sur des expertises mobilisant plusieurs disciplines, comme celles rappelées en amont de la présentation des articles et dont certaines ont été sollicitées pour la production des travaux réalisés dans le cadre de la thèse. Nous rappelons ci-après certains aspects de la méthodologie d'ensemble retenue avant d'en souligner les apports proprement dits.

5.1.1 Une méthodologie appropriée aux cas d'études

La population retenue dans nos travaux est constituée d'une cohorte virtuelle de 4,7 millions d'enfants de un à six ans en 2008 dans les études concernant le Pb et dans celles concernant le MeHg, il s'agit d'une cohorte de 834 000 enfants nés en 2008, selon les données de l'Institut national de la statistique et des études statistiques (INSEE).

Cette population n'avait pas fait en France l'objet d'étude estimant la valeur économique des effets neurologiques néfastes décrits supra et *a fortiori* d'évaluation de la prévention de tels risques, comme cela a été réalisé aux USA en particulier, et rapporté dans la revue de littérature que nous avons présentée.

Dans les cas d'étude choisis, la première étape de l'approche, nommée « l'Impact Pathway Analysis » (IPA), issue des travaux de Rabl et al [130] [177], a permis, grâce aux expertises épidémiologique, toxicologique et environnementale, de connaître les sources d'exposition et les facteurs de risque associés au Pb et au MeHg dans la population infantile, puis d'estimer le risque en fonction des connaissances sur la fonction dose-réponse (FdR). Pour réduire l'incertitude et pallier le manque d'information, les estimations ont été réalisées sur la base d'un intervalle de 'valeurs-seuils' pour le Pb et de 'valeurs-coupe' pour le MeHg. Les besoins prioritaires d'amélioration des connaissances ont ainsi pu être identifiés afin de réduire les incertitudes concernant les paramètres particulièrement critiques pour la validité des conclusions de l'évaluation [128].

La seconde étape, de nature économique, a consisté à donner une valeur monétaire aux changements de l'état de santé des enfants et à leurs conséquences si l'exposition à ces deux polluants venait à être modifiée. Les travaux de cette thèse ont donc appliqué la méthode de l'ACB dans l'IPA à un nouvel objet de recherche en France et ceci en s'appuyant sur la complémentarité des approches effectuées dans les domaines de l'environnement, de la santé et de l'économie. Ils ont aussi bénéficié des informations et des données provenant des « parties prenantes », à savoir les élus (cf. le rapport Miquel pour une partie des données du MeHg), les administrations (le Ministère de la santé et le Ministère de l'environnement), les agences indépendantes (comme l'InVS, l'ANSES et l'ANAH qui ont fourni des informations et des données importantes sur le Pb et le MeHg), et les mouvements associatifs (Association protection-défense de l'environnement de Bourg Fidèle dans le cas du Pb). Ces informations ont été nécessaires pour une meilleure connaissance des différentes options, de la capacité à réduire voire à éliminer un risque, en regard de leurs effets non seulement économiques, mais aussi légaux, sociaux et culturels. La perception des risques par la société est en effet incontournable dans les processus de décision publique ayant trait à leur prévention. De plus, l'évaluation économique peut s'appuyer, en partie, sur celle-ci en particulier à partir de l'expression des capacités à payer des individus pour les changements liés à l'environnement. Mais appliquée aux conséquences sur la santé des enfants, l'évaluation s'avère plus compliquée que lorsqu'il s'agit d'adultes, comme nous le verrons plus bas.

5.1.2 La mise en évidence de résultats basés sur l'ACB dans l'IPA

L'amélioration potentielle de l'efficience de l'allocation des ressources ressort comme l'un des premiers avantages de l'application de l'ACB à la prévention des risques concernés par les études conduites. Les bénéfices estimés incluent une réduction des dépenses médicales futures et de la charge d'une éducation spécialisée des enfants en bas âge, ainsi que, l'augmentation de la productivité de ces derniers au cours de leur vie d'adulte, qui est la part la plus importante. De plus, l'ACB a permis d'estimer des coûts évités peu souvent pris en compte dans des évaluations économiques, tels que les coûts de la criminalité. Un premier travail sur l'estimation des coûts intangibles a également été effectué dans le premier article sur le Pb. Enfin, des coûts d'investissements dans des programmes de réduction des émissions des polluants ont pu être estimés dans le premier article sur le Pb. Ainsi, un bénéfice net

positif et actualisé de la réduction du plomb présent dans la peinture, dans une cohorte d'enfants, a été déterminé. Les résultats des articles issus de l'ACB montrent que des politiques publiques de gestion des risques environnementaux axées sur la réduction de l'exposition aux polluants sélectionnés permettraient de réaliser des bénéfices monétaires significatifs, de l'ordre de plusieurs milliards d'Euros par année. En effet, le premier article sur le Pb a mis en évidence que le bénéfice net associé à la réduction du plomb dans la peinture était de 3,8 milliards, 1,9 milliards et 0,25 milliards € en deçà de 15, 24 et 100 µg/L respectivement. A titre de comparaison, en 2008, les dépenses totales de prévention s'élevaient à 5,5 milliards € (soit 2.6% du total des dépenses de santé), dont 1,9 milliards € étaient liées à l'environnement [178].

Au vu de la règle de décision explicitée supra dans l'ACB, il apparaît que les ressources attribuées aux actions de prévention et de décontamination des maisons insalubres sont allouées de façon efficiente. Une amélioration du bien-être intertemporel est aussi mise en évidence, grâce notamment à l'estimation actualisée. Enfin, des effets en termes d'équité ou de justice peuvent être dégagés, selon le principe du Maximin de Rawls, si nous considérons que le décideur public a mis en place des politiques de prévention en direction des ménages les plus défavorisés, comme ceux habitant les maisons insalubres et concernées par la décontamination, par exemple, ou ceux vivant à proximité d'établissements de type Seveso qui ont fait l'objet de réglementations des risques technologiques depuis la loi de 2003. Toutefois, ce résultat est à interpréter avec précaution, en effet, l'arbitrage efficience-équité semble l'emporter en faveur de la première aussi longtemps que cet arbitrage n'a pas été explicité dans le processus de délibération en amont de la décision collective, comme supposé dans l'approche procédurale de la justice. Nous reviendrons sur ce dernier point plus bas.

Bien que le second article n'ait estimé qu'une partie des bénéfices monétaires annuels d'une réduction de MeHg dans la population infantile française, le caractère substantiel de ces bénéfices, même s'ils sont inférieurs à ceux du plomb, évalués au niveau national entre 1,62 milliards € et 5,46 milliards € selon que le modèle retenu de la FdR est linéaire ou logarithmique, montre, s'il en était besoin, qu'une politique de prévention pourrait aussi avoir un impact positif vers les populations ciblées.

Dans le troisième papier, un projet d'article, les bénéfices annuels d'une réduction de l'exposition au Pb d'une cohorte d'enfants sont calculés en ciblant la contamination de l'eau par le Pb dans les canalisations publiques et privées et comparés aux coûts d'investissements annuels réalisés. Il apparaît dans ce cas un bénéfice net négatif au-delà de 100 µg/L. L'allocation des ressources n'est donc pas optimale pour la collectivité, dans le cadre de ce programme d'élimination du Pb dans les canalisations d'eau. En effet, les coûts investis sont trop importants en comparaison des bénéfices sociaux estimés. Les ressources engagées auraient pu être utilisées dans d'autres projets dégageant un meilleur gain social dans un contexte de rareté. Un calcul économique préalable à la décision publique d'engager de manière systématique la décontamination des canalisations aurait permis d'estimer le retour d'investissement pour la collectivité et, peut-être, d'opter pour d'autres projets.

L'ACB est donc un outil d'aide pertinent pour le décideur public en particulier sur la question de l'efficacité allocative des ressources publiques. De plus, il contribue à apporter des éléments nécessaires au débat public, ceci étant d'autant plus important que l'approche, comme nous le rappelions en introduction de ce document, se base sur les informations collectées relatives au bien-être collectif et donc à celui des citoyens, même si les bénéfices et les coûts estimés ne reflètent qu'imparfaitement l'utilité ou le bien-être qu'ils en retirent, surtout s'il s'agit de prévention de risques [116].

L'ACB présente un second avantage, associé au premier, qui consiste en la recherche d'une plus grande transparence des décisions publiques en relation avec une meilleure évaluation de leur efficacité [94]. Cet outil peut donc améliorer les pratiques actuelles de prévention et de gestion des risques, dont certaines ne sont pas efficaces, l'exemple ci-dessus en est un parmi d'autres, et éviter que des projets soient retenus en mobilisant trop de ressources collectives alors que des vies pourraient être sauvées à un coût inférieur [94]. Contrairement à d'autres approches, l'ACB exige que les effets d'une politique soient hiérarchisés, informés et quantifiés pour faciliter la compréhension des arguments présentés en faveur d'une décision. Le contexte d'incertitude de l'impact de l'environnement sur la santé nécessite de prendre des décisions sur la base d'analyses rationnelles. Le modèle de rationalité sous-tendant l'évaluation des gains et des pertes de «bien-être» d'une ACB semble le plus approprié, dans le sens où celle-ci requiert pour le décideur public d'identifier les gagnants et les perdants

potentiels des interventions tant aux niveaux spatial que temporel, comme le rappellent Pearce et al [82]. Nous avons retenu dans nos travaux le modèle de rationalité limitée, à la suite de Simon (1980), dans le sens où les processus de décision conduisent à une situation sinon optimale au niveau des résultats, du moins satisfaisante pour la société, en vertu de certains mécanismes compensateurs ou d'interventions constitutifs du processus de délibération [179].Ainsi les procédures mises en place ou pouvant l'être en vue de réduire les émissions de polluants Pb et MeHg, font apparaître des agents économiques ou des groupes gagnants en termes de santé et de revenus, comme les ménages bénéficiant des mesures et leurs enfants représentant les générations futures, mais aussi des perdants, comme les industries émettrices de polluants, qui doivent supporter les coûts de la dépollution, ou des dépenses associées aux réglementations introduites. L'organisation hiérarchique des coûts pour les différentes options prend aussi en compte leur importance relative pour la collectivité. L'ACB fournit ainsi des informations essentielles à l'évaluation de la réglementation, mais, elle doit rester un outil et ne pas devenir une règle qui permettrait de sélectionner les informations directement, comme le rappelait Hammitt [125].

Un autre avantage de l'ACB qu'il convient de rappeler dans le cadre de ces travaux, mais qui s'étend bien sûr au-delà, c'est le fait qu'elle se base sur un raisonnement qui évite les décisions prises en fonction de leurs impacts sur un objectif unique ou un seul groupe de la population. Certaines décisions relatives aux politiques, en effet, risquent d'être prises en tenant compte seulement de leur incidence sur la santé humaine, sans se soucier de celle qu'elles pourraient, en outre, avoir sur l'écosystème [82].

Si l'ACB s'applique effectivement, elle fournit aux acteurs en dehors de la décision publique, comme les entreprises, les groupes de pression ou les citoyens, un cadre dans lequel les hypothèses utilisées peuvent être discutées et par conséquent également les résultats obtenus. En d'autres termes, l'ACB permet de contenir une certaine pression "démagogique" et, notamment, mais pas seulement, celle de certains lobbies industriels [125]. L'équilibre n'est pas facile à trouver, tant les enjeux économiques, politiques et médiatiques peuvent venir interférer dans les processus de décision comme ceux étudiés dans le domaine de la santé-environnement.

Les travaux conduits dans le cadre de cette thèse constituent donc une contribution majeure dans le domaine de l'évaluation de la prévention des risques environnement pour la santé des enfants, cette population particulière, jusqu'alors peu étudiée, en France, dans le cadre d'une évaluation économique telle que l'ACB. Bien sûr, des limites marquent les travaux et les méthodes retenus, c'est ce que nous nous proposons d'analyser dans la section suivante.

5.2 Les limites de l'évaluation économique

5.2.1 Le manque de données et leur transférabilité

Pour conduire une estimation des coûts et des bénéfices liés à la prévention des risques dans une analyse de type ACB, il faut pouvoir disposer de données d'enquêtes ou de sources disponibles d'informations. L'accès à celles-ci constitue une contrainte inhérente aux évaluations économiques appliquées à la santé, et a fortiori à la santé-environnement. Nos travaux n'ont pas échappé à une telle contrainte, voire à une double contrainte. En effet, des incertitudes sur les valeurs utilisées dans l'évaluation des risques étudiés, compte tenu du manque d'informations et de données au niveau toxicologique et épidémiologique, ont eu des effets sur l'évaluation économique qui a dû les prendre en compte. De plus, certaines données économiques n'étaient tout simplement pas disponibles, ce qui nous a contraints, comme nous l'indiquions supra, à ne conduire que des ACB partielles dans le cas du Pb, ou à nous limiter à l'estimation de certains bénéfices dans le cas du MeHg. En effet, peu de données provenant des producteurs, des émetteurs, et des utilisateurs du Pb et du MeHg étaient disponibles et/ou accessibles pour ces deux polluants.

De plus, il n'existait pas de travaux économiques en France sur la valeur économique des effets néfastes du Pb et du MeHg sur le système nerveux infantile en fonction du type d'atteinte neurologique et comportementale. Les méthodologies et certaines données utilisées aux Etats Unis ont donc été transposées. Seuls des chercheurs américains ont évalué les avantages économiques de la lutte contre les effets du Pb en estimant la valeur de la perte de points de QI. Schwartz (1994) [156], Salkever (1995) [157] et Landrigan et al (2002) [155] ont notamment travaillé sur cette estimation qui consiste à associer une diminution des

revenus potentiels, liés à la perte de productivité, sur un horizon temporel donné (en anglais 'lost lifetime earnings') à la baisse de point de QI. L'estimation de ces pertes est à faire du point de vue de la collectivité. Les estimations les plus récentes en la matière ont été présentées par Gould (2009) et portaient sur les baisses de QI associées à l'exposition au plomb [126]. C'est donc sur ces dernières estimations que nos travaux se sont basés et pour une utilisation adéquate des données, nous avons pu échanger sur une partie de la méthodologie utilisée avec l'un des membres de l'équipe de Gould ayant contribué à ces estimations.

Cependant, la transposition de cette méthodologie entre la France et les Etats-Unis doit prendre en compte l'incertitude et le biais potentiel inhérent à ce genre de pratique. Afin de réduire partiellement les biais d'une telle transposition, la Parité de Pouvoir d'Achat (PPA) du PIB entre l'US$2008 et l'€2008 a été utilisée comme facteur de correction [180]. L'estimation de la valeur de la perte du point de QI américain a été réalisée en fonction d'hypothèses spécifiques à ce pays, notamment sur le niveau d'études final atteint, l'âge de la première entrée dans la population active, la participation à la population active aux différents âges pour les hommes et les femmes, mais aussi l'âge de départ à la retraite. Et, culturellement, l'utilisation du QI par le Scholastic Aptitude Test (SAT) est courante aux Etats-Unis. Il s'agit d'un outil effectif de comparaison nationale des étudiants et, dans la pratique, il s'est même transformé en bien marchand ; il existe notamment un marché de dons d'ovules basés sur le SAT des étudiantes américaines. Les journaux étudiants des collèges et universités américains publient des annonces d'offres de dons d'ovules allant jusqu'à 35.000 $ en fonction du SAT des étudiantes [181]. Il est donc important de souligner les limites de cette transposition et de l'incertitude engendrée par celle-ci sur l'estimation de la valeur de la perte d'un point de QI du fait de différences culturelles, sociales et de celles relatives au système éducatif.

Les estimations relatives à l'impact de l'imprégnation saturnine sur le comportement criminel appellent aussi cette nécessaire prudence. Outre la transposition des définitions de la criminalité dans les deux systèmes culturels et juridiques, ces estimations admettent que l'évidence scientifique du lien causal est établie, ce qui fait encore l'objet de controverses [182, 183].

5.2.2 Comparaison des méthodes du coût de la maladie et de l'évaluation contingente et leurs limites

Une autre limite doit être soulignée : c'est l'utilisation de la méthode du coût de la maladie (*Cost Of Illness*) dans l'estimation des bénéfices liés à la réduction de l'exposition infantile au Pb et au MeHg. Selon Géniaux et Rabl (1998), elle fournirait une borne inférieure de la valeur des dommages sanitaires, comparativement à une autre approche, l'évaluation contingente, présentée dans l'introduction [95]. Pour rappel, cette dernière mesure le consentement à payer d'un individu en échange d'une variation de bien-être, sur la base d'une enquête ou d'un questionnaire auprès d'un échantillon de personnes concernées. Cette méthode est celle qui, théoriquement, permet de mesurer correctement l'ensemble des bénéfices imputables à une réduction de la morbidité parce qu'elle exprime les consentements à payer réels des individus [95]. Comme l'expliquent Drummond et al [124], les études ACB basées sur l'évaluation contingente et la mesure du consentement à payer peuvent être considérées comme des tentatives pour remplacer des marchés inexistants par des marchés hypothétiques, afin de mesurer la demande du consommateur en biens collectifs non marchands. Dans le domaine de la santé-environnement, cette méthode peut être traduite par la présentation à une population de scénarios hypothétiques concernant des changements du risque associés à un programme de santé ou une intervention et devant être estimés. Si ces derniers concernent des enfants, le questionnaire attenant à l'évaluation du CAP est renseigné par les parents si les enfants concernés n'ont ni l'âge, ni les capacités et les ressources d'exprimer eux-mêmes leurs préférences [184], [185].

Comme nous le mentionnons supra, de nombreuses évaluations contingentes ont été conduites pour estimer les CAP des individus pour une réduction des risques sur la santé liés à la dégradation de l'environnement [95, 98–100, 177, 185, 186]. Mais l'utilisation de cette méthode dans le cas des risques sur la santé des enfants apparait plus difficile que dans les cas des adultes [82] et [187]. S'agissant des risques liés au Pb et au MeHg, comme indiqué dans le tableau 2 de la section 3, Gayer et Hahn (2006) [166] ont conduit ce type d'évaluation afin d'estimer les bénéfices d'une réduction de l'exposition au MeHg, en demandant aux parents d'estimer la valeur d'une augmentation de 0,012 point de QI en se basant sur deux études examinant les décisions de parents prêts à payer un traitement de chélation lorsque les enfants avaient une plombémie importante dans le sang. D'après les résultats obtenus, la valeur de

l'augmentation de 0,012 point de QI serait comprise entre $1,295 et $2,236, soit pour 1 point de QI, une valeur comprise entre $107,916 et $186,333. Cette valeur estimée est de 6 à 10 fois plus élevée que celle de Gould ($_{2006}$17,815) et que nous avons utilisée dans nos travaux.

Si l'évaluation contingente peut constituer un complément à la méthode du coût de la maladie et permettre ainsi au décideur public de fonder ses décisions d'allocation de ressources sur ce que des individus consentiraient à payer pour bénéficier d'une réduction des risques, il n'en demeure pas moins que cette méthode présente aussi certains biais et en particulier dans le cas où elle porte sur des enfants. Le premier est dit « stratégique » : les valeurs monétaires révélées par les individus interrogés peuvent être sous-évaluées (cf. comportement du passager clandestin) ou surévaluées (recherche de l'approbation sociale). Ce qui pourrait être le cas dans cette thèse : les parents interrogés pourraient avoir une aversion au risque plus élevée étant donné que ce sont leurs enfants, et ils surévalueraient donc leur consentement à payer [13]. Ceci peut traduire une certaine forme d'altruisme qu'il faut prendre en compte dans les évaluations [82]. Le second biais est dit « hypothétique ». En effet, comme l'explique Hammitt [188], le caractère hypothétique du choix des situations auxquelles les individus interrogés sont confrontés lors du questionnaire de l'évaluation contingente, est aussi la plus grande faiblesse de ces méthodes, parce qu'ils peuvent ne pas être familiers avec les choix des situations, avoir une incitation insuffisante et aussi ne pas apporter des réponses réfléchies. Or, l'évaluation contingente nécessite d'avoir une information précise afin que les personnes interrogées puissent se forger leur propre opinion sur les changements de qualité apportées par la politique, et biaiser la perception de l'étendue des changements. Ce qui amène au troisième biais possible, dit « contextuel », c'est-à-dire que cette méthode est conditionnée par le contexte dans lequel elle est effectuée. Cette évaluation doit donc nécessairement détailler le plus possible l'information afin que les personnes interrogées ne fassent pas d'hypothèses fausses sur les changements [13]. Enfin, un biais dit « d'inclusion » peut également fausser cette évaluation si l'individu considère qu'il doit répartir son revenu entre diverses dépenses et qu'il attribue à l'objet qu'on lui propose de valoriser l'ensemble du budget consacré à l'environnement en général [13].

De plus, des débats ont lieu au Royaume-Uni depuis quelques années sur la pratique du National Institute for Health Clinical Excellence (NICE) et l'utilisation du consentement à

payer, comme base pour des valeurs seuils en deçà desquelles l'introduction d'une nouvelle technologie ne sera pas efficiente [189]. L'une des questions soulevées par Culyer et al, et dans le prolongement de l'*approche 'post welfarist'*, décrite en introduction, est celle du passage des préférences individuelles au consentement à payer collectif.

Un certain nombre de ces biais peuvent être contrôlés lors de la définition du scénario hypothétique et l'élaboration des questionnaires, puis lors de l'analyse des résultats, par des méthodes économétriques adaptées [186]. Sans aucun doute, l'obstacle majeur à cette démarche est sa mise en œuvre pour recueillir suffisamment de données à partir d'un échantillon représentatif. Lors de nos travaux de recherche sur le Pb et le MeHg, nous nous sommes donc limités à une ACB basée sur le coût de la maladie.

5.2.3 L'utilisation non systématique du facteur d'actualisation

Une autre limite apparaît dans les travaux de cette thèse : l'utilisation non systématique du facteur d'actualisation. Ce facteur a été utilisé dans le cas du Pb parce les bénéfices et les coûts d'investissements pouvaient être comparés. La valeur du point de QI et l'estimation des coûts d'investissements ont été réalisés en appliquant un facteur d'actualisation, avec un taux d'actualisation de 3% et un horizon temporel de 25 ans sur la base des différents travaux nationaux et internationaux. En revanche il n'a pas été utilisé dans le cas du MeHg parce qu'il n'y avait pas de données disponibles des coûts d'investissements et donc pas de comparaison possible entre les bénéfices et ces coûts, mais aussi parce qu'il n'y avait pas suffisamment d'informations sur le délai de réponse entre l'ingestion des concentrations de MeHg dans les poissons et les effets sur la santé des enfants. Ce délai dit de latence, développé par Scapecchi est sans aucun doute au cœur des questions sur l'application de l'actualisation et de surcroît dans le cas de la santé des enfants [184]. Donc, en fonction de ces deux éléments, nous avons calculé les bénéfices sans discount, i.e. en faisant l'hypothèse d'un changement immédiat des niveaux de MeHg dans les poissons.

Cependant, l'intérêt de l'évaluation est porté sur la santé future des enfants de la génération actuelle (devenant adulte) [184]. Et, compte tenu de la longueur de la période durant laquelle les préjudices économiques peuvent se produire, la valeur des points de QI perdus est donc un

élément très sensible à la sélection du facteur d'actualisation. En effet, les conséquences de l'exposition des enfants à un facteur de risque peuvent être très différées dans le temps. Les incidences sur le revenu commenceront à se manifester lorsque les enfants feront partie de la population active à la fin de l'adolescence ou au début de leur vie d'adulte, puis, à l'entrée dans la population active, et elles pourront se prolonger jusqu'à la retraite et même plus tard. Le facteur d'actualisation tient en effet compte du décalage entre un changement dans les émissions et l'impact du facteur de risque dans le temps.

5.2.4 Le problème de l'équité et des questions éthiques

L'ACB, reposant sur le principe Kaldor-Hicks, privilégie plutôt l'efficacité que l'équité par la maximisation du surplus pour la collectivité. Toutefois, l'interprétation de certains résultats de notre recherche, en termes d'équité est possible. Nous avons montré au paragraphe 5.1.2 que les politiques mises en œuvre pour la réduction de l'exposition au plomb dans les maisons insalubres, pouvaient être considérées comme étant en faveur des plus pauvres, selon le principe Rawlsien de la justice. De plus, dans le cas du MeHg, la non-actualisation des bénéfices de la réduction des risques permet d'attribuer les mêmes valeurs aux générations présentes et futures, ce qui peut traduire une certaine équité inter-générationnelle.

Bien sûr, ces résultats sont à prendre avec précaution, car l'équité dans la répartition des effets des politiques de prévention entre les groupes socio-économiques ou entre les générations suppose d'autres données et informations dont nous n'avons pas disposé dans les analyses. Celles-ci auraient supposé des études complémentaires en amont et en aval auprès des différentes parties prenantes que nous n'avons pas conduites. L'arbitrage efficience-équité des politiques de prévention des risques liés au Pb et au MeHg sur la santé des enfants, en France, n'a pas pu être mis en évidence. Il y aurait donc une tension entre un système de prévention efficace et un système de prévention équitable [94].

De plus, des considérations éthiques sous-tendent l'approche retenue dans une ACB. Elles n'ont pas été présentées comme telles dans nos travaux, toutefois certains aspects méritent d'être soulignés à ce stade. En effet, le fait d'utiliser l'ACB comme une norme sociale appliquée à la réduction des risques liés à la dégradation de l'environnement et à ses effets sur

la santé des enfants met en avant le fait que l'utilité sociale reste le critère dominant de l'ACB [94] et, de ce fait, comme le souligne Sen, elle ignore les aspects moraux [190]. Or, la prise en considération des libertés et des « capabilités » d'agir, développé par cet auteur montre que l'action des générations futures dans un environnement soutenable, peut devenir une priorité dans l'analyse économique des politiques de prévention de tels risques. De plus, la « vision anthropocentrique » [94] de l'ACB, peut en limiter sa portée. Celle-ci à considérer uniquement la valeur retirée t par les citoyens, sous l'angle de l'approche '*welfarist*' du bien-être. Enfin, le fait de donner une valeur économique à la vie humaine peut soulever des enjeux éthiques. L'ACB compare en termes monétaires les résultats de santé liés à de petits changements de risque, comme ceux relatifs à l'exposition à certains polluants aux coûts des changements mis en œuvre pour les réduire [125]. D'aucuns peuvent arguer que la santé, comme la vie, n'ont pas de prix, et ont, en d'autres termes, une valeur inestimable. Toutefois pour Rabl et al, « il ne s'agit pas d'un jugement de valeur mais d'une référence pour une allocation rationnelle des dépenses de protection du public » [97]. Ainsi, le terme de la valeur de la vie humaine fait référence, au 'consentement collectif à payer pour éviter un faible risque de décès anonyme prématuré' [95]. De manière similaire, associer une valeur à la perte de QI permet de fournir des arguments financiers lorsque le décideur public est amené à faire des arbitrages entre plusieurs budgets, l'un pouvant concerner la lutte contre la pollution impactée par des substances neurotoxiques.

Ce dernier point et plus généralement les différentes limites ouvrent la discussion sur les perspectives de l'évaluation économique en santé environnementale que nous abordons ci-dessous.

5.3 Les perspectives de l'évaluation économique en santé-environnement

5.3.1 Des perspectives de recherche ouvertes par les travaux de cette thèse

La première perspective de recherche, ouverte par les limites mêmes des travaux présentés, est la revalorisation du point de QI adaptée à la culture française/ Européenne, bien qu'il n'y ait pas un effet uniforme de ces polluants sur l'intelligence générale: le MeHg causerait des

déficits sur la mémoire en particulier, et le plomb diminuerait la durée de l'attention. De nouvelles perspectives de recherche en évaluation économique vers d'autres indicateurs de santé pourraient aussi être effectuées, notamment sur l'autisme, qui est l'un des impacts avérés de ces polluants [136]. La valorisation économique de l'autisme est d'ailleurs l'une des grandes causes nationales 2012: le Conseil Economique Social et Environnemental (CESE) a été saisi par l'Assemblée Nationale afin de calculer le coût économique et social de cette maladie d'ici fin 2012 [191]. Un travail complémentaire du coût économique et social de l'autisme lié aux risques environnementaux serait donc être une perspective intéressante. Une autre piste peut également être explorée et concerne les effets de la compensation fonctionnelle du développement du cerveau de l'enfant par stimulation positive. Heckman et al [192] ont discuté de l'importance des compétences cognitives et non cognitives dans une variété de domaines de la vie économique et sociale, et ont estimé les coûts évités d'éducation spécialisée lorsque des enseignements généraux adaptés aux enfants stimulaient leurs capacités cognitives.

La poursuite des travaux sur le facteur d'actualisation est également l'une des pistes suggérées par cette thèse. Spécifiquement, des travaux complémentaires devraient être réalisés dans le cas du MeHg, et plus généralement dans les cas des risques concernant la santé des enfants dont les effets peuvent être à très long terme.

De plus, pour pallier la non prise en compte de l'équité et pour compléter les ACB réalisées, une analyse multi-critère pourrait être réalisée en faisant participer des parties prenantes [97] . Ce type d'analyse aide à la prise de décision et permet aux intervenants d'organiser l'information disponible, de penser aux conséquences, d'explorer leurs propres souhaits et les tolérances et de minimiser la possibilité d'une déception après la décision [193].

Enfin, le développement des connaissances multi-disciplinaires et la complémentarité des approches réalisées, des recherches et des chercheurs mobilisés est une perspective importante mise en évidence par les travaux de cette thèse. Elle constitue une condition favorable à la mise en œuvre de politiques publiques intersectorielles pour réduire les expositions des enfants au plomb et au MeHg, et doit donc être encouragée et soutenue. Cette démarche est particulièrement présente dans les pôles de recherche en santé publique dans

lesquels les stratégies de recherche essentiellement axées sur une approche biomédicale sont peu à peu remplacées par une appréhension de plus en plus globale des déterminants sociaux et environnementaux de la santé. Des modèles plus globaux de la santé se développent afin de tenir compte des facteurs complexes et multiples qui l'affectent. Les modèles « holistiques » proposent donc de parvenir à une meilleure compréhension des interactions entre les individus, leur santé et le milieu dans lequel ils vivent. Ce dernier est pris au sens le plus large, et le modèle du papillon de la santé proposé par Van Leeuwen conceptualise la nécessité de cette globalisation [194]. Même si pour l'instant, il n'y a pas « une théorie satisfaisante des relations entre la sphère économique et la sphère naturelle ». En effet, «les problèmes écologiques ne peuvent plus être appréhendés comme des défaillances plus ou moins fortes de l'économie de marché» comme l'observent Damian et Vivien [195]. Le modèle de croissance actuel doit donc s'adapter en réduisant la pollution et en ouvrant d'autres perspectives d'investissements pour les industriels. Comme l'écrit le Clezio, il faut passer d'une civilisation « du beaucoup avoir » à une civilisation « du mieux-être » [44]. Cependant, compte tenu des conclusions récentes du sommet RIO+20, la croissance économiquement soutenable n'en est qu'à ses prémices, bien que l'UE en soit le moteur et particulièrement l'Allemagne. Ce type de croissance demande un travail en amont de long terme [196], qui est difficile à mettre en place, compte tenu de la crise actuelle, des lobbies des pays développés et des intérêts nationaux de certains pays émergents.

5.3.2 Une utilisation plus courante de l'ACB en santé environnementale

Une autre perspective proposée par cette thèse serait une utilisation plus courante de l'ACB dans la gestion des risques en santé environnementale en France. Le design proposé dans cette thèse pourrait d'ailleurs être utilisé pour d'autres polluants: par exemple, les pesticides organophosphorés [175], le manganèse [197] et le toluène [198], parce que ces polluants ont aussi un impact neurotoxique sur les enfants et diminuent leur QI.

Plusieurs travaux de recherche présentés à l'ANSES mettent en avant la nécessité d'utiliser plus systématiquement l'ACB en France [199]. Ainsi, le plaidoyer de Gollier et al [104] sur la mise en œuvre du calcul économique dans les décisions collectives afin d'objectiver l'utilité des dépenses publiques en vue de déployer des mesures raisonnées souligne la pertinence de

l'outil ACB dans la gestion des risques environnementaux. Allant dans le sens de cette systématisation, des travaux exploratoires récents de Fosse et Treich [199] sur l'utilisation de l'ACB en santé environnementale, proposent de combiner les atouts de l'ACB avec l'intégration de la rationalité limitée des agents économiques, en faisant appel à des recherches complémentaires en économie comportementale, c'est-à-dire en décrivant de façon plus précise et plus réaliste les comportements et les perceptions des citoyens. Dans le cas de cette thèse, le fait que des individus soient prêts à consommer du poisson contaminé au MeHg, en toute conscience, par exemple, montrent que les comportements sont loin d'être aussi rationnels que les approches normatives des politiques de prévention ne le laisseraient supposer face aux risques., Robinson et Hammit (2011) [200] ont effectué une revue de la littérature sur l'économie comportementale afin de discuter de son implication dans la conduite d'une ACB, en particulier dans le domaine de la santé environnementale et de la gestion des risques. Il en résulte que la méthode permettant de limiter les comportements irrationnels des individus est celle fondée sur la révélation de la préférence de ces derniers ayant préalablement acquis des connaissances et ayant réfléchi au sujet traité.

La méthode de la révélation des préférences des enfants associée à l'ACB, via leurs parents, décrite supra, semble donc être la méthode la plus pertinente à utiliser dans le cas de l'évaluation de la prévention des risques concernant les enfants. Toutefois des précautions méthodologiques sont à prendre en compte si l'on veut obtenir des estimations économiques fiables. Scapecchi a complété cette méthode en démontrant que la prise en compte du contexte dans lequel a lieu l'évaluation est indispensable (qui est l'un des biais listés ci-dessus), en plus des difficultés liées à l'âge, la latence et à l'actualisation [184]. En l'état de notre recherche bibliographique via PubMed, avec les mots clés suivants : ((contingent valuation) AND children) AND health environment), hormis les travaux de Gayer et Hahn, les perspectives de ce type d'évaluation sont donc larges et ouvertes, tout en sachant que la collecte des données économiques et épidémiologiques nécessaires à la réalisation des études, préalables aux décisions des pouvoirs publics en matière de prévention des risques environnementaux, reste difficile.

5.3.3 L'évaluation économique et les nouveaux risques

Une dernière perspective de recherche de l'intégration de l'évaluation économique dans le domaine de la santé environnementale est suggérée dans ce qui suit.

Les instances gouvernementales ont pris conscience des risques engendrés par la société elle-même et de la nécessité d'évaluer et de gérer qualitativement et quantitativement les risques environnementaux sur la santé, dans le cadre d'approches interdisciplinaires [201]. De plus « la question des risques est au cœur des débats publics au point d'apparaître comme l'une des principales questions de société du début du XXIème siècle » [201]. Comme le soulignent Godard et al (2003), la notion de risque représente à la fois « un danger éventuel plus ou moins prévisible mais aussi une condition de succès, et encore le support d'une spéculation » [202]. Il n'est donc pas toujours simple pour la société, de mesurer objectivement les conséquences des risques encourus [202]. « Dans les faits, l'inscription sur l'agenda des autorités responsables de la sécurité et de la santé des populations ne se fait qu'au terme de processus et dynamiques complexes, sans rien de mécanique ni d'obligatoire » [201]. Les décideurs sont ainsi amenés à prendre des mesures dans des situations le plus souvent caractérisées par de fortes incertitudes scientifiques, et dont les conséquences peuvent représenter d'importants enjeux économiques et soulever des questions d'acceptabilité sociale dépassant le cadre strict des impacts sanitaires [116]. Toutefois, l'incertitude scientifique n'est pas l'obstacle au manque d'action des décideurs publics, comme le rappelle Dupuy (2002) mais c'est « l'impossibilité de croire que le pire va arriver » [203].

Face aux évolutions de l'environnement, aux incertitudes, et parfois au manque de connaissances, auxquels sont confrontés les scientifiques aux risques engendrés par ces évolutions, le recours au principe de précaution est de plus en plus courant depuis ces dernières années. Cependant, comme l'expliquent Godard et al., « la prudence ne supprime pas tous les risques, parce que beaucoup valent d'être courus, ou encore parce que certains sont inévitables, ou parce qu'il y en a qui sont inconnus au moment où la décision est prise » [202]. Le principe de précaution se rapprocher du célèbre dicton populaire « dans le doute, abstiens-toi » [204]. L'incertitude subsiste et le principe de précaution n'est pas toujours appliqué là où il devrait l'être. Ce principe pose la question de l'articulation entre le risque et la connaissance du risque, et met donc en jeu la question de l'information, les procédures d'acquisition de l'information et plus encore l'incertitude scientifique elle-même sur l'évaluation des risques [104].

D’après Ewald, « nous avons quitté la « société du risque » pour une « société de l'incertitude » qui ne cesse de renforcer le pouvoir des individus sur eux-mêmes. « [Ces derniers toutefois], veulent être informés pour ne pas se trouver où ils auraient été mis en risque sans le savoir » [205]. En d’autres termes, au lieu de s’interroger et d’intégrer les risques dans la réflexion et de les diminuer au fur et à mesure des connaissances nouvelles, donc de les gérer objectivement, le politique doit également gérer le risque subjectif, « créé par l'imaginaire collectif autour de la menace. La dimension de la communication, la gestion des craintes absorbent la gestion du risque "réel" » [206], d’où une « réponse immédiate en surface et à grand renfort d’agitation médiatique, de décision péremptoire, voire de sanction judiciaire, pour exiler le risque le plus loin possible et s’efforcer ainsi de préserver à tout prix l’illusion de la sécurité totale » [204].

De surcroît si les risques associés à l’environnement ou les impacts sur la santé que Godard et al [202] appellent les « nouveaux risques » sont assimilables à ce que Keynes appelait à la suite de Knight des risques non avérés, et qu’ils font référence à des évènements auxquels il est impossible d’affecter une probabilité ou une distribution de probabilités, il pourrait être intéressant de réviser la notion de l’aversion au risque en économie, dans le domaine de la santé environnementale. L’incertitude sur les caractéristiques du risque et sur les comportements des agents a rendu difficile la définition d'un critère de décision ou de choix d'investissement socialement efficace. Mais le fait de valoriser économiquement les changements impactés par « les nouveaux risques » en mesurant la valeur de la perte de la vie humaine qu’ils peuvent engendrer, permet d’aider le décideur public à mettre en œuvre le principe de précaution par l’élaboration de politiques de prévention et par la gestion de ces risques en santé environnementale. Le comportement et la prise de décision des agents économiques face à l’incertitude scientifique sont alors remis en question. En d’autres termes, le calcul économique en intégrant ces risques met en évidence la divergence qui existe entre responsabilité collective et responsabilité politique, tout en éclairant les décisions publiques, ce qui conduit à la révision de la notion d’aversion au risque [104]. Des travaux menés par Chemarin [207] ont même permis de fonder les bases d'une théorie économique de l'assurabilité de certains "nouveaux risques" et de leurs conséquences sur la santé et l'environnement. D’après cet article, la mutualisation, dans le cadre de partenariats public-

privé, et la mise en œuvre du principe de précaution comme norme comportementale socialement efficace seraient une solution d'avenir pour réduire l'incertitude et remettre les sociétés sur la voie du développement durable.

Liste des abréviations

ACB : Analyse Coût Bénéfice

ACE : Analyse Coût Efficacité ANAH : Agence NAtionale de l'Habitat

ANSES : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

AVAI : Années de Vie Ajustées sur l'Incapacité ou DALY : Disability-Adjusted-Life-Year

CAP : Consentement A Payer

CAR : Consentement A Recevoir

CEK : Courbe Environnementale de Kuznets

CEPA : California Environmental Protection Agency

CESE : Conseil Economique Social et Environnemental

CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer

CMR : Cancérogènes, Mutagènes et toxiques pour la Reproduction

COI : Cost Of Illness ou Coût de la maladie

EBD : Environmental Burden of Disease

EC : Evaluation Contingente

EFSA : European Food Authority Safety

EHP: Environmental Health Perspectives

FAE : Fraction Attribuable à l'Environnement

HALY : Health-Adjusted-Life-Years

INSEE : Institut national de la statistique et des études statistiques

INSERM : Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale

InVS : Institut national de Veille Sanitaire

MeHg : Methylmercure

MIT : Massachussets Institute of Technology

NRC: National Research Council

OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Economique

OMS : Organisation mondiale de la Santé

Pb : Plomb

PIB : Produit Intérieur Brut

PINCHE : Policy Interpretation Network on Children's Health and Environment

PNSE : Programme National Santé Environnement

PPA : Parité de Pouvoir d'Achat

QALY: Quality-Adjusted Life Year

QI : Quotient Intellectuel

REACH : Registration, Evaluation, Autorisation, CHemicals

SAT : Scholastic Aptitude Test

VAV : Valeur statistique d'une Année de Vie ou VSLY : Value of Statistical Life Year

VVS : valeur de la vie statistique ou VSL : Value of Statistical Life

Annexes

Annexe 1 : Les liens de causalité directe entre une exposition et une maladie

Impact sanitaire	Facteur de risque environnemental	Force de l'association	Descripteur qualitatif
maladies infectieuses	. eau, air et aliments contaminés . changement des cycles de vie des éléments pathogène en raison du changement climatique		
cancer	. radon	très probable (90-99%)	Risque statistiquement significatif : au delà de tout doute raisonnable
	. champs électromagnétiques	probabilité faible (10-33%)	Suspicion scientifique du risque
	. radioactivité (à très faible dose)	très peu probable (1-10%)	Faible risque
	. pollution de l'air, principalement $PM_{2,5}$ ou moins . certains pesticides . toxines naturelles (aflatoxine) . certains métaux (e.g, arsenic, cadmium, chrome) . hydrocarbures aromatiques polycycliques (e.g, contenu dans les particules diesel)	. tabagisme actif ou tabagisme passif . amiante . radiation (dont rayons salaires) . dioxines	
maladies cardiovasculaires	. pollution de l'air (monoxyde de carbone, ozone, PM) . monoxyde de carbone . bruit . alimentation, e.g. cholestérol lourd	. tabagisme actif ou tabagisme passif . plomb . particules inhalées . stress	
maladie respiratoires (dont asthme)	. tabagisme actif ou tabagisme passif . oxydes d'azote . ozone . acariens . animaux domestiques (poils, peau, excréments)	. dioxyde de soufre . particules inhalées (PM_{10} et $PM_{2,5}$) . spores de champignons . pollens . humidité	
asthme	. Pollution de l'air	probabilité moyenne (33-66%)	
maladies de la peau	. rayonnement UV . certains métaux e.g. nickel . pentachlorophénol . dioxines		
diabète, obésité	. alimentation, e.g. graisse en excès . inactivité physique		
troubles de la reproduction	. polychlorobiphényls (PCB) . dichlorodiphénytrichloroéthane (DDT) . cadmium . phtalates . perturbateurs endocriniens . médicaments		
troubles du développement (du foetus et de l'enfant)	. plomb . mercure . cadmium . tabagisme actif ou tabagisme passif . certains pesticides . perturbateurs endocriniens		
maladies du système nerveux	. plomb . PCB . méthylmercure . manganèse . certains solvants . organophosphates		
système immunitaire	. rayonnement UV-B . certains pesticides		
augmentation de la sensibilisation aux substances chimiques	. expositions multiples aux substances chimiques à faible dose		

PM, matière particulaire (pour particulate matter) UV, Ultra-violet

Source : AEE Environment and health 2005 [EEA, 2005]

REFERENCES

1. **Environment and health within the OECD-region: lost health, lost money** [http://rivm.openrepository.com/rivm/handle/10029/9466].

2. Boiral O: **Environnement et économie: une relation équivoque**. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* 2004.

3. Nicolaisen J, Dean A, Hoeller P: *Economie et environnement: problèmes et orientations possibles*. OCDE; 1991.

4. Treasury HM: *Stern Review Report*. 2007.

5. Smulders S: **Economic growth and environmental quality**. *Principles of Environmental Economics, Cheltenham UK: Edward Elgar* 2000.

6. Whitehead M: **The concepts and principles of equity and health.** *International journal of health services planning administration evaluation* 1992, **22**:429–445.

7. Malthus TR: *An essay on the principle of population: or, A view of its past and present effects on human happiness*. London, Reeves and Turner; 1798.

8. Ricardo D, Constancio, Fonteyraud, Say: *Oeuvres complètes de David Ricardo*. Guillaumin; 1847.

9. Hotelling H: **The Economics of exhaustible resources**. *JSTOR* 1931, **39**:137–175.

10. Solow RM: **A contribution to the theory of economic growth**. *The quarterly journal of economics* 1956, **70**:65–94.

11. Meadows DH, Meadows DL, Randers J, Behrens WW: *The limits to growth: a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind*. Universe Books; 1974.

12. Banks FE: **Economic theory and exhaustible resources: by P.S.Dasgupta and G.M. Heal, James Nisbet and Cambridge University Press, Cambridge, UK, 1979, 501 pp**. *Resources Policy* 1981, **7**:290.

13. Chanel O, Vergnaud J: *Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique "un état de l'art" pluridisciplinaire*. GREQAM-EUREQUA; 2001:248.

14. Grossman G, Krueger A: *Economic Growth and the Environment*. National Bureau of Economic Research; 1994.

15. Grossman GM, Krueger AB: **Economic Growth and the Environment**. *The Quarterly Journal of Economics* 1995, **110**:353–377.

16. Moomaw WR, Unruh GC, Institute TUGD and E: *Are environmental kuznets curves misleading us?* Global Development and Environmental Institute; 1997.

17. Carson RT: **The environmental Kuznets curve: seeking empirical regularity and theoretical structure**. *Review of Environmental Economics and Policy* 2010, **4**:3–23.

18. Ezzati M, Lopez AD, Rodgers A, Vander Hoorn S, Murray CJL: **Selected major risk factors and global and regional burden of disease**. *Lancet* 2002, **360**:1347–1360.

19. North D: *Structure and Change in Economic History*. W.W. Norton & Company; 1982.

20. Roy A, Sheffield P, Wong K, Trasande L: **The effects of outdoor air pollutants on the costs of pediatric asthma hospitalizations in the United States, 1999 to 2007**. *Med Care* 2011, **49**:810–817.

21. Lopes Soares W, Firpo de Souza Porto M: **Estimating the social cost of pesticide use: An assessment from acute poisoning in Brazil**. *Ecological Economics* 2009, **68**:2721–2728.

22. IFEN: **L'environnement en France**. 2006.

23. Elbaz A, Clavel J, Rathouz PJ, Moisan F, Galanaud J, Delemotte B, Alpérovitch A, Tzourio C: **Professional exposure to pesticides and Parkinson disease**. *Annals of Neurology* 2009, **66**:494–504.

24. Expertise collective INSERM: *Cancer et environnement*. INSERM; 2008.

25. Cherfils-Vicini J, Platonova S, Gillard M, Laurans L, Validire P, Caliandro R, Magdeleinat P, Mami-Chouaib F, Dieu-Nosjean MC, Fridman W-H, Damotte D, Sautès-Fridman C, Cremer I: **Triggering of TLR7 and TLR8 expressed by human lung cancer cells induces cell survival and chemoresistance**. *Journal of Clinical Investigation* 2010, **120**:1285–1297.

26. Expertise collective INSERM: *Reproduction et santé*. INSERM; 2011.

27. Weil DN: **Accounting for The Effect of Health on Economic Growth**. *The Quarterly Journal of Economics* 2007, **122**:1265–1306.

28. Schultz TP: *Wage Gains Associated with Height as a Form of Health Human Capital*. Economic Growth Center, Yale University; 2002.

29. Suri T, Boozer MA, Ranis G, Stewart F: **Paths to success: the relationship between human development and economic growth**. *World Development* 2011.

30. **INSEE Publications et services. Espérance de vie et espérance de vie en bonne santé** [http://www.insee.fr/fr/publications-et-services/default.asp?page=dossiers_web/dev_durable/esperance_vie_et_vie_bonne_sante.htm].

31. Amalric F: *Analyse économique des coûts du cancer en France*. INCA; 2007.

32. Koopmanschap MA, Rutten FFH, van Ineveld BM, van Roijen L: **The friction cost method for measuring indirect costs of disease**. *Journal of health economics* 1995, **14**:171–189.

33. Couderc N, Drouhin N, Ventelou B: **SIDA et croissance économique: le risque d'une «trappe épidémiologique»**. *Revue d'économie politique* 2006, **Vol. 116**:697–715.

34. Mompelat S, Le Bot B, Thomas O: **Occurrence and fate of pharmaceutical products and by-products, from resource to drinking water**. *Environ Int* 2009, **35**:803–814.

35. WHO: **Mercure et soins de santé. Document d'orientation stratégique**. 2005.

36. Beaumais O, Godard O: **Économie, croissance et environnement. De nouvelles stratégies pour de nouvelles relations**. *reco* 1993, **44**:143–176.

37. Barbier EB, Markandya A: **The conditions for achieving environmentally sustainable development**. *European Economic Review* 1990, **34**:659–669.

38. Brundtland GH: **Notre Avenir à Tous, rapport de la commission mondiale sur l'Environnement et le Développement**. *Les Editions du Fleuve, Paris (traduction française de Our Common Future* 1987.

39. OCDE: *What are the dimensions of sustainable development?* 2000.

40. Romer PM: **Endogenous Technological Change**. *Journal of Political Economy* 1990, **98**:S71–102.

41. Amable B, Guellec D: **Les théories de la croissance endogène**. *Revue d'économie politique* 1992, **102**:314–375.

42. Aghion P, Howitt P: *Théorie de la croissance endogène*. Dunod; 2000.

43. Uhde S, Marchand G, Bréhain S, Barbeau R: *Les comptes de l'environnement et l'approche par capitaux pour appuyer la mesure du développement durable au Québec*. Institut de la statistique, Gouvernement du Québec; 2010.

44. Le Clezio P: *les indicateurs du développement durable et l'empreinte écologique*. Conseil économique, social et environnemental; 2009.

45. Stiglitz J, Sen A, Fitoussi J: *Rapport de la Commission sur la mesure des performances économiques et du progrès social*. 2009.

46. Aglietta M: **Croissance durable : mesurons-nous bien le défi ?** *Revue d'économie du développement* 2011, **25**:199.

47. De la Fuente A, Ciccone A: *Human capital in a global and knowledge-based economy*. Universitat Autònoma de Barcelona, Departament d'Economia i d'Història Econòmica, Unitat Fonaments de l'Anàlisi Econòmica; 2003.

48. **Déclaration de Rio sur l'Environnement et le Développement.** [http://www.un.org/french/events/rio92/rio-fp.htm].

49. ANSES: **Fiche Santé-Environnement n°1: définitions et évolutions récentes**. 2011.

50. **Portail Santé Environnement Travail-Santé et environnement:définitions et évolutions récentes** [http://www.sante-environnement-travail.fr/minisite.php3?id_rubrique=888&id_article=2760].

51. **Cinquième Conférence ministérielle sur l'environnement et la santé** [http://www.euro.who.int/fr/what-we-do/event/fifth-ministerial-conference-on-environment-and-health].

52. **WHO/Europe.European process on environment and health** [http://www.euro.who.int/en/what-we-do/health-topics/environment-and-health/european-process-on-environment-and-health].

53. Momas I, Caillard J, Lesaffre B: *Rapport de la commission d'orientation du Plan National Santé Environnement*. 2004.

54. Beck U: *La société du risque. Sur la voie d'une autre modernité.* Flammarion. 1986.

55. Grande Paroisse: *Procès AZF en appel*. TOTAL; 2012.

56. **Crise sanitaire bactérie ECEH: conseil extraordinaire des ministres de l'agriculture de l'Union européenne** [http://agriculture.gouv.fr/Crise-sanitaire-bacterie-eceh].

57. **Fukushima: quelle est la situation de la centrale? - Crise nucléaire au Japon - Sciences et Avenir** [http://www.sciencesetavenir.fr/actualite/crise-nucleaire-au-japon/20110722.OBS7513/fukushima-quelle-est-la-situation-de-la-centrale.html].

58. Grimfeld A, Jouzel J, Gazeau B, Liebard A, Pelletier P, Le Grand J, Notat N, Ernst &Young: *Rapport d'évaluation du Grenelle de l'Environnement*. Ministère de l'écologie, de l'énergie , du développement durable et de la mer; 2010:222.

59. Communauté Européenne: *Règlement (CE) n° 1907/2006 du 18/12/06 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques (Titre I)*. 2006.

60. Scapecchi P: *Améliorer la coordination des politiques de l'environnement et de la santé: Rapport Final*. OCDE; 2007.

61. Malinvaud E, Milleron JC: *Leçons de théorie microéconomique*. Paris: Dunod; 1986.

62. Keynes JN: *The Scope and Method of Political Economy*. Registrary of the University of Cambridge. Batoche Books; 1890.

63. Sen A: **Utilitarism and welfarism**. *Journal of Philosophy* 1979, **76**:463–469.

64. Culyer AJ: **The Normative Economics of Health Care Finance and Provision**. *Oxf Rev Econ Policy* 1989, **5**:34–58.

65. Culyer AJ: *Commodities, characteristics of commodities, characteristics of people, and quality of life.* London: Routledge. 1990.

66. Gamel C: **La justice sociale en théorie économique: modernité d'un vieux dilemme.** In *Tome II:Leçons de philosophie économique. Economie normative et philosophie morale*. Economica; 2006:386–424.

67. Marshall A: *Principles of Economics*. Cosimo, Inc.; 1890.

68. Pigou AC: *The economics of Welfare (1920), Fourth edition*. London: Macmillan and co; 1932.

69. Gamel C: *Justice de résultat: De «l'économie du bien-être» à «l'égalitarisme libéral»*. HAL; 2010.

70. Bergson A: **A Reformulation of Certain Aspects of Wefare Economics**. *The Quarterly Journal of Economics* 1938, **52**:310–334.

71. Lange O: **The Foundations of Welfare Economics**. *Econometrica* 1942, **10**:215–228.

72. Arrow KJ: *Social choice and individual values*. John Wiley & Sons; 1951.

73. Boiteux M, Baumstark L: *Transports: choix des investissements et coût des nuisances*. Commissariat General du Plan; 2001:323.

74. Hauck K, Smith P, Goddard M: **The economics of priority setting health care: a litterature review**. 2004.

75. Williams A: *Health economics, priority setting, and medical ethics: implications for multiple sclerosis*. University of York; 1990.

76. Williams A, Cookson R: **Chapter 35 Equity in health**. In *Handbook of Health Economics*. Elsevier; 2000, **Volume 1, Part B**:1863–1910.

77. Rawls J: *A theory of Justice*. Harvard University Press; 1971.

78. Rawls J: *Justice As Fairness: A Restatement*. Harvard University Press; 2001.

79. Sen A: *Inequality reexamined*. Oxford University Press; 1995.

80. Sen A: *La possibilité du choix social. conférence Nobel.* revue de l'OFCE; 1999.

81. Baujard A: *L'économie du bien-être est morte. Vive l'économie du bien-être!* Center for Research in Economics and Management (CREM), University of Rennes 1, University of Caen and CNRS; 2011.

82. Pearce D, Atkinson G, Mourato S: *Cost-benefit analysis and the environment: recent developments*. Publications de l'OCDE; 2006.

83. Lévêque F: *Économie de la réglementation*. Editions la Découverte; 2004.

84. Meade J: **External Economies and Diseconomies in a Competitive Situation**. *The Economic Journal* 1952, **62**:54–67.

85. Coase RH: **The Problem of Social Cost**. *Journal of Law and Economics* 1960, **3**:1–44.

86. Guerrien B: *Dictionnaire d'analyse économique*. La Découverte. 2002.

87. Dasgupta P, Heal GM: *Economic Theory and Exhaustible Resources*. Cambridge University Press; 1980.

88. Pearce D: **An Intellectual History of Environmental Economics**. *Annual Review of Energy and the Environment* 2002, **27**:57–81.

89. Lipsey RG, Lancaster K: **The general Theory of second Best**. *The Review of Economic Studies* 1956, **24**:11–32.

90. **OCDE glossaire de Développement durable** [http://www.oecd.org/glossary/0,3414,fr_2649_37425_1969293_1_1_1_1,00.html].

91. Tietenberg T, Lewis L: *Environmental & natural resource economics by Tietenberg, Thomas H, Lewis, Lynne*. Pearson/Addison Wesley; 2009.

92. Rulleau B, Dehez J, Point P: **Approche multidimensionnelle de la valeur économique des loisirs de nature**. *INSEE Economie et Statistique* 2009, **421**.

93. Siroën J-M: **Dupuit et la pensée économique contemporaine**. *rfeco* 1995, **10**:35–54.

94. Treich N: **L'analyse coût-bénéfice de la prévention des risques. Version préliminaire.** 2005.

95. Geniaux G, Rabl A: *Les méthodes de quantification économique des coûts sanitaires de la pollution atmosphérique: application à l'Ile de France*. De Boeck & Larcier; 1998.

96. Braathen NA: *Valeur de la vie humaine: une méta-analyse. Groupe de travail sur les politiques d'environnement nationales*. OCDE; 2011.

97. Rabl A: *Combien dépenser pour la Protection de la Santé et de l'Environnement: un cadre pour l'évaluation des choix*. VEOLIA; 2005:56.

98. Friedrich R, Rabl A, Hirschberg S, Desaigues B, Markandya A, Nocker de L: *New Elements for the Assessment of External Costs from Enegy Technologies*. Institute for Energy Economics and the Rational Use of Energy (IER); 2004.

99. Rabl A: *Monetary Valuation of Air Pollution Mortality:the Value of a life Year Implied by Utility Maximisation*. Centre énergétique, Ecole des Mines de Paris; 2004.

100. Desaigues B, Ami D, Bartczak A, Braun-Kohlová M, Chilton S, Czajkowski M, Farreras V, Hunt A, Hutchison M, Jeanrenaud C, Kaderjak P, Máca V, Markiewicz O, Markowska A, Metcalf H, Navrud S, Nielsen JS, Ortiz R, Pellegrini S, Rabl A, Riera R, Scasny M, Stoeckel M-E, Szántó R, Urban J: **Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY)**. *Ecological Indicators* 2011, **11**:902–910.

101. HAS: *Choix méthodologiques pour l'évaluation économique à la HAS*. Service Evaluation Economique et Santé Publique Haute Autorité de Santé; 2011.

102. Morris S, Devlin N, Parkin D: *Economic Analysis in Health Care*. John Wiley & Sons; 2007.

103. Kopp P, Fenoglio P: **Les drogues sont-elles bénéfiques pour la France ?** *Revue économique* 2011, **62**:899.

104. Gollier C, Baumstarck L, Fery P, Auverlot D, Raynard C: *Le calcul du risque dans les investissements publics*. Centre d'analyse stratégique; 2011.

105. Hutton G: **WHO|Considerations in evaluating the cost effectiveness of environmental health interventions**. 2000.

106. Tan-Torres Edejer T, Baltussen R, Adam T, Hutubessy R, Acharya A, Evans D, Murray CJL: *Making Choices in Health: WHO Guide to Cost-Effectiveness Analysis 2000*. WHO; 2003.

107. Australian Government Department of Health and Ageing, enHealth Council: **Guidelines for Economic Evaluation of Environmental Health Planning and Assessment**. 2008.

108. **Canadian Cost-Benefit Analysis Guide: Regulatory Proposals** [http://www.tbs-sct.gc.ca/ri-qr/documents/gl-ld/analys/analystb-eng.asp].

109. Treasury H: *The green book. Appraisal and Evaluation in Central Government*. 2011.

110. US EPA: *Guidelines for Preparing Economic Analyses: External Review Draft* -. US EPA; 2008.

111. Le Goffe P: **La methode des prix hedonistes:principes et application à l'évaluation des biens environnementaux.** *Cahiers d'Économie et Sociologie Rurales, 39-40: 179-198.* 1996:179–198.

112. Beaumais O: *Economie de l'environnement : méthodes et débats*. Commissariat général du plan, la Documentation française; 2002:139.

113. Grzegrzulka O, Aschieri A: *Propositions pour un renforcement de la sécurité sanitaire environnementale: rapport au Premier ministre*. La Documentation Française; 1999:184.

114. Gautier C: **Metaleurop, cinq ans après**. *Le Figaro* 2008.

115. Vergriette B: **Santé Environnement: Problèmes et Méthodes, Document de Travail, Série Méthodes N° 02-M02**. 2006.

116. ANSES: **Fiche Santé-Environnement n°2:Evaluation et gestion des risques références et pratiques**. 2011.

117. ANSES: *Impacts économiques des pathologies liées à la pollution. Etude d'impact sur les coûts que représentent pour l'Assurance Maladie certaines pathologies liées à la pollution*. 2007.

118. National Research Council, Commission on Life Sciences: *Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process*. National Research Counci; 1983.

119. Duboudin C: **Problématique: Evaluation quantitative des risques: principes, intérêt et limites**. 2006.

120. OCDE: *Perspectives de l'environnement de l'OCDE*. OCDE. 2001.

121. Smith KR, Corvalán CF, Kjellstrom T: **How much global ill health is attributable to environmental factors?** *Epidemiology-Baltimore* 1999, **10**:573–584.

122. Hicks J: **The Foundations of Welfare Economics,**. *The Economic Journal* 1939, **vol 49**:696–712.

123. Drummond MF, Sculpher MJ, Torrance GW, O'Brien BJ, Stoddart GL: *Methods for the economic evaluation of health care programmes*. 3rd ed. Oxford;New York: Oxford University Press; 2005.

124. Drummond M, Stoddart G: **Assessment of health producing measures across different sectors**. *Health Policy* 1995, **33**:219–231.

125. Treich N: **Analyse Coût Bénéfice et risque, enjeux et pratiques. Journée ICSI-LERNA**. 2006.

126. RPA, Imperial College London, Universitat Stuttgart: *Assessing the Health and Environmental. Impacts in the Context of Socio-economic Analysis Under REACH.Part 1: Literature Review and Workshop Discussions*. 2011:224.

127. Ballester F, Medina S, Boldo E, Goodman P, Neuberger M, Iñiguez C, Künzli N: **Reducing ambient levels of fine particulates could substantially improve health: a mortality impact assessment for 26 European cities**. *Journal of epidemiology and community health* 2008, **62**:98–105.

128. Delavière M: *Impacts du changement climatique sur la santé en France. Eléments de coûts. Exemples de la canicule et des inondations*. Ministère de la santé et des sports; 2009.

129. Gould E: **Childhood lead poisoning: conservative estimates of the social and economic benefits of lead hazard control**. *Environ. Health Perspect* 2009, **117**:1162–1167.

130. Rabl A, Spadaro JV, Bachmann TM: **Monetary Valuation of Trace Pollutants**. In *Encyclopedia of Environmental Health*. Burlington: Elsevier; 2011:856–869.

131. **WHO.communiqué de presse/12 mars 2002).Chaque année, les risques liés à l'environnement sont à l'origine du décès de 3 millions d'enfants de moins de 5 ans**.

132. Scapecchi P: **santé et environnement, synthèses de l'OCDE**. *OCDE, l'observateur* 2008.

133. **WHO|Les effets de l'environnement sur la santé de la mère et de l'enfant** [http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs284/fr/index.html].

134. Ministères: *Plan National Santé -Environnement (PNSE2), 2009-2013*. Ministère de l'écologie, de l'énergie , du développement durable et de la mer; Ministère de la santé et des sports; ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche; ministère du travail, de la famille, de la solidarité et de la ville; 2008.

135. Zuurbier M, Lundqvist C, Salines G, Stansfeld S, Hanke W, Babisch W, Bistrup ML, van den Hazel P, Moshammer H: **The environmental health of children: priorities in Europe**. *Int J Occup Med Environ Health* 2007, **20**:291–307.

136. Grandjean P, Landrigan PJ: **Developmental neurotoxicity of industrial chemicals**. *Lancet* 2006, **368**:2167–2178.

137. INVS: *Saturnisme, Quelles stratégies de dépistage chez l'enfant? Expertise opérationnelle.* 2008.

138. Boyle CA, Decoufle P, Yeargin-Allsopp M: **Prevalence and health impact of developmental disabilities in US children**. *Pediatrics* 1994, **93**:399.

139. Expertise collective INSERM: *Les rapports de l'INSERM, les troubles Mentaux, Dépistage et Prévention chez l'enfant et l'adolescent*. INSERM; 2002.

140. **Human Exposure | Mercury | US EPA** [http://www.epa.gov/hg/exposure.htm].

141. Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, Yolton K, Baghurst P, Bellinger DC, Canfield RL, Dietrich KN, Bornschein R, Greene T, Rothenberg SJ, Needleman HL, Schnaas L, Wasserman G, Graziano J, Roberts R: **Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis**. *Environ. Health Perspect* 2005, **113**:894–899.

142. Brown MJ: **Costs and benefits of enforcing housing policies to prevent childhood lead poisoning**. *Med Decis Making* 2002, **22**:482–492.

143. Grosse SD, Matte TD, Schwartz J, Jackson RJ: **Economic gains resulting from the reduction in children's exposure to lead in the United States**. *Environ. Health Perspect* 2002, **110**:563–569.

144. Trasande L, Liu Y: **Reducing the staggering costs of environmental disease in children, estimated at $76.6 billion in 2008**. *Health Aff (Millwood)* 2011, **30**:863–870.

145. Trasande L, Landrigan PJ, Schechter C: **Public health and economic consequences of methyl mercury toxicity to the developing brain**. *Environ. Health Perspect.* 2005, **113**:590–596.

146. Trasande L, Schechter C, Haynes KA, Landrigan PJ: **Applying cost analyses to drive policy that protects children: mercury as a case study**. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 2006, **1076**:911–923.

147. Rice GE, Hammitt JK: *Economic Valuation of Human Health Benefits of Controlling Mercury Emissions from U.S. Coal-Fired Power Plants.In Nort East States for Coordinated Air Use Management.* NESCAUM; 2005.

148. Rice GE, Hammitt JK, Evans JS: **A probabilistic characterization of the health benefits of reducing methyl mercury intake in the United States**. *Environmental science & technology* 2010, **44**:5216–5224.

149. Spadaro JV, Rabl A: **Global Health Impacts and Costs Due to Mercury Emissions**. *Risk Analysis* 2008, **28**:603–613.

150. Sundseth K, Pacyna JM, Pacyna EG, Munthe J, Belhaj M, Aström S: **Economic benefits from decreased mercury emissions: Projections for 2020**. *Journal of Cleaner Production* 2010, **18**:386–394.

151. Hood E: **It pays to get lead out. The economics of eradication**. *Environ. Health Perspect.* 2002, **110**:A310–311.

152. Hood E: **Economics of enforcement**. *Environ. Health Perspect.* 2003, **111**:A692.

153. Geller AM: **Making the Needed Linkages and Economic Case for Continued Lead-Paint Abatement**. *Environ Health Perspect* 2009, **117**:A332–A334.

154. Chenoweth D, Estes C, Lee C: **The economic cost of environmental factors among North Carolina children living in substandard housing**. *Am J Public Health* 2009, **99 Suppl 3**:S666–674.

155. Landrigan PJ, Schechter CB, Lipton JM, Fahs MC, Schwartz J: **Environmental pollutants and disease in American children: estimates of morbidity, mortality, and costs for lead poisoning, asthma, cancer, and developmental disabilities**. *Environ. Health Perspect* 2002, **110**:721–728.

156. Schwartz J: **Societal benefits of reducing lead exposure**. *Environ. Res* 1994, **66**:105–124.

157. Salkever DS: **Updated estimates of earnings benefits from reduced exposure of children to environmental lead**. *Environ. Res* 1995, **70**:1–6.

158. Chanel O: **L'analyse coût-bénéfice en santé environnementale**. In *Science et décision en santé environnementale.* 1997:52–63.

159. Chanel O: **Approches économiques et socio-économiques**. In *Plomb dans l'Environnement: Quels risques pour la santé*. INSERM. 1999.

160. Chanel O: **Apports de l'analyse économique**. In *Saturnisme Quelles stratégies de dépistage chez l'enfant?* Paris: INSERM; 2008:215–229.

161. Jacobs DE, Mielke H, Pavur N: **The high cost of improper removal of lead-based paint from housing: a case report**. *Environ. Health Perspect.* 2003, **111**:185–186.

162. McLaine P, Shields W, Farfel M, Chisolm JJ Jr, Dixon S: **A coordinated relocation strategy for enhancing case management of lead poisoned children: outcomes and costs**. *J Urban Health* 2006, **83**:111–128.

163. Mielke HW, Powell ET, Gonzales CR, Mielke PW Jr: **Hurricane Katrina's impact on New Orleans soils treated with low Lead Mississippi River alluvium**. *Environ. Sci. Technol.* 2006, **40**:7623–7628.

164. Nevin R, Jacobs DE, Berg M, Cohen J: **Monetary benefits of preventing childhood lead poisoning with lead-safe window replacement**. *Environ. Res.* 2008, **106**:410–419.

165. Muennig P: **The social costs of childhood lead exposure in the post-lead regulation era**. *Arch Pediatr Adolesc Med* 2009, **163**:844–849.

166. Gayer T, Hahn RW: **Designing environmental policy: lessons from the regulation of mercury emissions**. *Journal of Regulatory Economics* 2006, **30**:291–315.

167. Griffiths C, McGartland A, Miller M: **A comparison of the monetized impact of IQ decrements from mercury emissions**. *Environmental health perspectives* 2007, **115**:841.

168. Zeller D, Booth S: **Costs and benefits of regulating mercury**. *Science* 2005, **310**:777–779; author reply 777–779.

169. European Food Authority Safety (EFSA): **Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on Lead in Food.** *Journal* 2010, **8(4)**:147.

170. WHO: *Lead guidance, Childhood lead poisoning*. WHO; 2010.

171. **Disposal of Residential Lead-Based Paint Waste | Municipal Solid Waste | Wastes | US EPA** [http://www.epa.gov/osw/nonhaz/municipal/landfill/pb-paint.htm].

172. **Renovation, Repair and Painting Rule | Lead in Paint, Dust, and Soil | US EPA** [http://www.epa.gov/lead/pubs/renovation.htm].

173. US EPA: *Regulatory Impact Analysis for the Final Mercury and Air Toxics Standards*. 2011.

174. UNEP: *INC3 Report*. 2011.

175. Bellinger DC: **A Strategy for Comparing the Contributions of Environmental Chemicals and Other Risk Factors to Children's Neurodevelopment**. *Environmental Health Perspectives* 2011.

176. Ledrans M: **L'épidémiologie: un outil pour la veille et la décision en santé environnementale**. *Environnement, Risques et Santé* 2008, **7**:21–26.

177. Rabl A, Holland M: **Environmental Assessment Framework for Policy Applications: Life Cycle Assessment, External Costs and Multi-criteria Analysis**. *Journal of Environmental Planning and Management* 2008, **51**:81–105.

178. Fenina A, Le Garrec MA, Duée M: *Les Comptes nationaux de la santé en 2008*. DREES; 2009:4.

179. Simon HA: **From substantive to procedural rationality**. In *Method and Appraisal in Economics*. Cambridge University Press. edited by Latsis S1980:129–148.

180. OECD: *Main Economic Indicators*. OECD Publishing; 2009.

181. Levine AD: **Self-regulation, compensation, and the ethical recruitment of oocyte donors**. *Hastings Cent Rep* 2010, **40**:25–36.

182. Wright JP, Dietrich KN, Ris MD, Hornung RW, Wessel SD, Lanphear BP, Ho M, Rae MN: **Association of prenatal and childhood blood lead concentrations with criminal arrests in early adulthood**. *PLoS Med* 2008, **5**:e101.

183. Nevin R: **Understanding international crime trends: the legacy of preschool lead exposure**. *Environ. Res* 2007, **104**:315–336.

184. Scapecchi P: **Valuing Health and Life Risks.14.10 Valuing children's lives.** In *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. OECD Publishing; 2006:207–212.

185. Lindhjem H, Navrud S, Braathen NA: **Valuing lives saved from environmental, transport and health policies: a meta-analysis of stated preference studies**. 2010.

186. Chanel O, Luchini S: **Monetary Values for Air Pollution Risk of Death: A Contingent Valuation Survey, Working paper**. 2008.

187. Alberini A, Chiabai A, Tonin S: **The VSL for Children and Adults: Evidence from Conjoint Choice Experiments in Milan, Italy**. In Amsterdam: 2009.

188. Hammitt JK: **QALYs versus WTP**. *Risk Analysis* 2002, **22**:985–1001.

189. Culyer A, McCabe C, Briggs A, Claxton K, Buxton M, Akehurst R, Sculpher M, Brazier J: **Searching for a threshold, not setting one: the role of the National Institute for Health and Clinical Excellence**. *Journal of health services research & policy* 2007, **12**:56–58.

190. Sen A: *Collective choice and social welfare*. Holden-Day; 1970.

191. Accoyer B: **Demande de saisine sur le coût économique et social de l'autisme**. 2011.

192. Heckman JJ, Stixrud J, Urzua S: **The Effects of Cognitive and Noncognitive Abilities on Labor Market Outcomes and Social Behavior**. *Journal of Labor Economics* 2006, **24**:411–482.

193. Belton V, Stewart TJ: *Multiple criteria decision analysis: an integrated approach*. Springer; 2002.

194. VanLeeuwen JA, Waltner-Toews D, Abernathy T, Smit B: **Evolving Models of Human Health Toward an Ecosystem Context**. *Ecosystem Health* 1999, **5**:204–219.

195. Damian M, Vivien FD: **La conférence sur le développement soutenable de Rio+20: un contexte inédit**. *Economie appliquée* 2012, **LXV**:5–8.

196. Escande P: **Ni roses, ni noires, quatre vérités sur la croissance verte**. *Le Monde* 2012.

197. Bouchard MF, Sauvé S, Barbeau B, Legrand M, Brodeur M-È, Bouffard T, Limoges E, Bellinger DC, Mergler D: **Intellectual impairment in school-age children exposed to manganese from drinking water**. *Environ. Health Perspect.* 2011, **119**:138–143.

198. Bowen SE, Hannigan JH: **Developmental toxicity of prenatal exposure to toluene**. *AAPS J* 2006, **8**:E419–424.

199. ANSES, CEDD: **Workshop: "Socio-économie des risques sanitaires. Quelles approches pour quels usages?"**2011.

200. Robinson LA, Hammitt JK: **Behavioral Economics and the Conduct of Benefit-Cost Analysis: Towards Principles and Standards**. *Journal of Benefit-Cost Analysis* 2011, **2**.

201. Gilbert C: **IV Enjeux-41- les risques**. In *Santé publique, l'état des savoirs, Hauray B, Fassin D, rédacteurs*. Éditions la découverte. INSERM; 2010.

202. Godard O, Henry C, Lagadec P, Michel-Kerjan E: *Traité des nouveaux risques*. Gallimard; 2003.

203. Callens S: **Jean-Pierre Dupuy, Pour un catastrophisme éclairé, Paris: Seuil, 2002, 216 p.** *Développement durable et territoires* 2003.

204. Cimelière O: **Risque & Progrès: Principe de précaution ou principe d'inaction ? (12/12) | Le blog du Communicant 2.0**. 2010.

205. Ewald F: **Liberté et principe de précaution, Livres**. 2010.

206. Ewald F: **"Le principe de précaution oblige à exagérer la menace" - LeMonde.fr**. 2010.

207. Chemarin S: **Couverture des risques catastrophiques potentiels. Vers une théorie économique de l'assurabilité en incertitude**. *Commissariat Général au Plan* 2005.

RESUME

L'environnement s'est considérablement transformé au cours des dernières décennies sous l'effet du développement économique. Ces transformations se sont accompagnées d'effets positifs, mais aussi négatifs car l'homme se trouve exposé à un grand nombre de substances chimiques dont certaines présentent des risques pour sa santé. La dégradation de l'environnement et ses conséquences néfastes sur la santé ont fait prendre conscience progressivement aux décideurs publics de la nécessité de s'engager dans un développement durable reposant sur un modèle de croissance économiquement soutenable. Dans ce contexte, l'élaboration de politiques de prévention en santé environnementale repose sur une approche globale mobilisant différentes disciplines scientifiques allant de la toxicologie aux sciences sociales en passant par les sciences de l'ingénieur et l'écologie environnementale. En France, les politiques publiques de prévention mobilisent encore peu l'approche économique comme outil d'aide à la décision. Or la contribution de cette approche est indéniable : elle peut, notamment, mesurer la réduction du bien-être social liée aux effets des expositions sur la santé.

L'évaluation économique peut permettre, entre autres, de faire révéler aux agents leur consentement à payer pour éviter une réduction de leur état de santé ou de leur bien-être, en donnant une valeur monétaire à ces externalités. Outre le fait d'aider à la décision, elle apporte aussi des éléments utiles et nécessaires au débat public. Dans cette thèse, nous avons retenu l'Impact Pathway Analysis (IPA) comme méthode d'évaluation parce qu'elle analyse un risque environnemental donné en définissant précisément sa nature, son ampleur et les probabilités qui le caractérisent et elle intègre ensuite l'évaluation économique afin de mesurer l'impact monétaire de la réduction du risque sur la santé.

Cette thèse s'appuie sur deux exemples des conséquences de la pollution environnementale sur la santé des enfants, les cas du plomb et du mercure, et cherche à mettre en évidence le bien-fondé de l'intégration de l'évaluation économique dans les processus de décision publique. L'exposition au plomb et l'exposition au mercure altèrent la santé des enfants et provoquent des effets indésirables graves, tels que des troubles cognitifs et comportementaux. L'impact économique de l'exposition de la population infantile française à ces deux polluants et de sa réduction a été évalué par l'Analyse Coût Bénéfice (ACB) qui permet de rapprocher l'objectif à atteindre de l'optimisation des coûts. Les premiers résultats de l'évaluation montrent que des politiques publiques axées sur la réduction de l'exposition à ces polluants permettraient de réaliser des bénéfices monétaires de plusieurs milliards d'Euros par année comme le montrent les deux articles présentés [1,2]. Ces bénéfices incluent une réduction des dépenses médicales futures et de la charge d'une éducation spécialisée des enfants en bas âge, et surtout l'augmentation de la productivité de ces derniers au cours de leur vie d'adulte. L'évaluation des coûts d'investissements dans des programmes de réduction des émissions des polluants est utile au décideur public afin qu'il puisse mettre en balance les coûts des interventions et le bénéfice de cette réduction. Différentes interventions pour réduire les émissions et/ou les expositions sont possibles : "réglementation - permis d'émission - information" et ont des coûts et des efficacités différents. Un troisième papier fait apparaître des bénéfices nets négatifs dans le cas des changements des canalisations d'eau contenant du plomb. Dans un contexte d'allocation de ressources rares, la recherche de l'efficience d'une politique publique nécessite de s'interroger sur le retour sur investissements, ce que permet l'évaluation économique. Faisant suite aux travaux empiriques réalisés dans ces trois articles, la discussion générale revient sur les apports, les limites et les perspectives de l'intégration de l'évaluation économique dans les politiques de prévention des risques neurotoxiques environnementaux et de leurs effets sur la santé des enfants exposés.

Mots clés : analyse coût-bénéfice, plomb, méthylmercure, neurotoxicité infantile, politiques publiques

ABSTRACT

The environment has changed considerably in recent decades due to economic development. These changes have been accompanied by positive effects but also negative because people are exposed to many chemicals, some of which pose health risks. The environmental degradation and its adverse health effects have gradually led policy makers to become aware of the need to engage in development based on an economically sustainable growth model. In this context, prevention policies in environmental health I should be based on a comprehensive approach mobilizing various scientific fields, from toxicology to social sciences through engineering and environmental ecology. In France, public policies hardly use the economic approach as a tool for decision support. Now, the contribution of this approach is undeniable: it may, in particular, measure the reduction of social welfare associated with the health effects of exposure. Economic evaluation can help economic agents disclose their willingness to pay in order to avoid a degradation of their health or welfare, by giving a monetary value on these externalities. In addition to helping decision, it also provides useful and necessary items for public discussion. In this thesis, we selected the Impact Pathway Analysis (IPA) as an assessment method because it precisely defines the nature, magnitude and probability of a given environmental hazard and integrates the economic assessment to measure the monetary impact of reducing risk. This thesis is based on two examples of the effects of environmental pollution on children's health, the cases of lead and mercury, and seeks to highlight the validity of integrating economic evaluation in the process of public decision. Exposure to lead and mercury affects the health of children and may cause serious side effects, such as cognitive and behavioral disorders. The objective of this thesis is to evaluate the economic impact of the exposure of the French child population to these pollutants, and to highlight the costs and benefits of measures that would reduce the risks. To do this, we selected the Cost Benefit Analysis (CBA), which encompasses a cost optimization assessment. The first results of the evaluation show that public policy focused on reducing exposure to these pollutants would achieve monetary benefits of several billion Euros per year as shown by the two first papers presented in the thesis[1,2]. These benefits include a reduction in future medical expenses and of the burden of special education of young children, and mainly increased productivity of the latter during their adult life. Assessing the costs of investments in programs to reduce emissions of pollutants is useful for public decision so that costs of intervention and the benefit of this reduction can be weighed. Different interventions are possible to reduce emissions and / or exposures: "regulation - emission permits - information" and have different costs and efficiencies. A third paper shows net negative benefits in the case of removal of water pipes containing lead. In a context of allocating scarce resources, the pursuit of efficiency in public policy requires to consider the return on investment, which is allowed by economic evaluation. Following the empirical work in the three articles, the general discussion comes back on contributions, limits and prospects of integration in the economic evaluation of prevention policies and environmental risks of their neurotoxic effects on the health of children.

Keywords: cost-benefit analysis, lead, methylmercury, neurotoxicity child, public policies