

Expositions au plomb : détermination de nouveaux objectifs de gestion

Collection
Avis et Rapports

Expositions au plomb : détermination de nouveaux objectifs de gestion

Actuellement, la concentration de plomb dans le sang (ou plombémie) qui définit réglementairement le saturnisme infantile et implique la déclaration du cas aux autorités sanitaires départementales et le déclenchement de l'enquête environnementale est de 100 µg/L. Cependant, des effets nocifs du plomb sur la santé sont démontrés pour des plombémies inférieures à 100 µg/L chez les jeunes enfants, les adolescents, les adultes et la femme enceinte.

En conséquence, le HCSP préconise une politique de réduction des expositions au plus bas niveau possible pour tenir compte des effets sans seuil du plomb.

Pour 2017, il fixe les objectifs suivants de **diminution de la plombémie de la population générale** :

- une plombémie moyenne (géométrique) attendue de 12 µg/L ;
- 98 % de la population avec une plombémie inférieure à 40 µg/L.

Par ailleurs, il recommande de cibler les actions de dépistage, de prise en charge médicale et de prévention des intoxications sur personnes les plus exposées.

Rappelant les facteurs de risques individuels devant conduire à un dépistage chez les enfants (<7 ans) et les femmes enceintes, le HCSP propose **deux niveaux de plombémie pour organiser la prévention** du saturnisme infantile :

- **un niveau d'intervention rapide** de 50 µg/L, impliquant la déclaration obligatoire du cas, déclenchant une enquête environnementale et l'ensemble des mesures collectives et individuelles actuellement déclenchées lorsque la plombémie est égale ou supérieure à 100 µg/L ; il s'agirait donc de la nouvelle définition opérationnelle du saturnisme infantile ;

- **un niveau de vigilance** de 25 µg/L ; son dépassement indique l'existence probable d'au moins une source d'exposition au plomb dans l'environnement et justifie une information des familles sur les dangers du plomb et les sources usuelles d'imprégnation, ainsi qu'une surveillance biologique rapprochée accompagnée de conseils hygiéno-diététiques visant à diminuer l'exposition.

Ces nouveaux niveaux de référence devront être actualisés tous les 10 ans.

Des **valeurs d'alerte** sont également proposées **pour les principales sources de plomb dans l'environnement** (sols, poussières de maisons, eau du robinet). Selon le seuil et le milieu concerné, le dépassement implique de mesurer la plombémie des personnes exposées et/ou une analyse approfondie du risque.

Le HCSP préconise enfin que l'ensemble des données recueillies sur la contamination par le plomb des milieux de contact (sols, poussières de maison, eau de boisson) et des individus (plombémie), assorties d'informations caractérisant les sujets et les conditions d'exposition, soient enregistrées pour **constituer une base de données nationale**, outil de connaissance et de gestion.

EXPOSITIONS AU PLOMB : DETERMINATION DE NOUVEAUX OBJECTIFS DE GESTION

Rapport

Juin 2014

Ce rapport a été validé par la Commission spécialisée « Risques liés à l'environnement » le 23 mai 2014.

SOMMAIRE

1. LA SAISINE	5
2. GROUPE DE TRAVAIL	6
3. JUSTIFICATION DE LA DÉMARCHE PROPOSÉE	9
3.1. DONNÉES RÉCENTES SUR LES EFFETS DE L'INTOXICATION AU PLOMB EN-DESSOUS DE 100 µG/L	9
3.1.1. EXPERTISE COLLECTIVE DE L'ANSES	9
3.1.2. EXPERTISE DU NATIONAL TOXICOLOGY PROGRAM (NTP)	10
3.1.3. EXPERTISE DE L'AUTORITÉ EUROPÉENNE DE SÉCURITÉ DES ALIMENTS (EFSA)	11
3.1.4. POSITION DU HCSP	11
3.2. LE DÉPISTAGE DU SATURNISME INFANTILE EN FRANCE (SNSPE)	11
3.2.1. NIVEAU ACTUEL DU SEUIL D'INTERVENTION DES SERVICES DE SANTÉ	12
3.2.2. DÉPISTAGE CHEZ LES ENFANTS	14
3.2.3. DÉPISTAGE CHEZ LA FEMME ENCEINTE OU PROJÉTANT UNE GROSSESSE	16
3.3. FACTEURS DE RISQUE	18
3.3.1. L'HABITAT : PEINTURES, POUSSIÈRES ET EAU DU ROBINET	18
3.3.2. LES SOLS	21
3.3.3. L'ATMOSPHÈRE	24
3.3.4. ALIMENTS ET EAUX EMBOUTEILLÉES	25
3.3.4.1. Données de consommation alimentaire	25
3.3.4.2. Données de contamination dans les aliments et les eaux embouteillées	25
3.3.4.3. Données de contamination des sols et des productions végétales sur le secteur de METALEUROP	27
3.3.5. LES AUTRES FACTEURS DE RISQUE : PLATS À TAJINE, KHÔL...	29
3.3.6. IMPACT DES DIFFÉRENTS FACTEURS DE RISQUE	31
3.4. MESURE DU PLOMB SANGUIN À DES CONCENTRATIONS INFÉRIEURES À 100 µG/L	35
3.5. STRATÉGIES DE DÉPISTAGE	37
3.5.1. LES CIBLES À ATTEINDRE	37
3.5.2. LES EFFECTIFS D'ENFANTS À DIFFÉRENTS NIVEAUX DE PLOMBÉMIE DANS L'ENQUÊTE SATURN-INF	37
3.5.2.1. Les effectifs d'enfants de moins de 6 mois à 6 ans dépistés pour le saturnisme	37
3.5.2.2. Les effectifs d'enfants de moins de 18 ans dépistés pour le saturnisme si le seuil d'intervention avait été plus bas que 100 µg/L	37
3.5.3. UNE STRATÉGIE DE REPÉRAGE EN DEUX ÉTAPES	38
3.5.3.1. Niveau d'intervention rapide	38
3.5.3.2. Niveau de vigilance	39
3.5.3.3. Actualisation des niveaux	39
3.5.4. DÉTERMINATION DES CONCENTRATIONS DE PLOMB DANS LES MILIEUX DEVANT CONDUIRE À UN DÉPISTAGE (NIVEAUX DÉCLENCHANT UN DÉPISTAGE)	39
3.5.5. CAS DES FEMMES ENCEINTES OU PROJÉTANT UNE GROSSESSE	44
3.6. COMPARAISONS INTERNATIONALES	44
3.7. IMPACT D'UNE RÉDUCTION DES PLOMBÉMIES SUR LE QI	45
3.8. CONSÉQUENCES ÉCONOMIQUES DE L'UTILISATION DES NOUVEAUX SEUILS	48
3.8.1. CADRE D'ANALYSE	48
3.8.2. ÉVALUATION DES CONSÉQUENCES ÉCONOMIQUES	51
3.8.2.1. Impacts associés à la poursuite du dépistage ciblé avec les critères actuels	51

3.8.2.2. Impacts associés à la mise en œuvre d'un dépistage systématique	52
3.8.2.3. Impacts associés à la mise en place d'un dépistage ciblé sur les sols pollués	53
3.8.3. CONCLUSION ET DISCUSSION	54

4. RECOMMANDATIONS **56**

ABAISSEMENT DU NIVEAU DE PLOMBÉMIE DÉFINISSANT LE SATURNISME INFANTILE ET DÉCLENCHANT UNE ENQUÊTE ENVIRONNEMENTALE	56
DÉPISTAGE À PARTIR DE FACTEURS DE RISQUE INDIVIDUELS	58
PRISE EN CHARGE DES PERSONNES DONT LA PLOMBÉMIE DÉPASSE LE NIVEAU DE VIGILANCE OU LE NIVEAU D'INTERVENTION RAPIDE	60
DÉPISTAGE À PARTIR DE FACTEURS DE RISQUE ENVIRONNEMENTAUX.	60
OBJECTIF DE RÉDUCTION DE LA PLOMBÉMIE	62

BIBLIOGRAPHIE **63**

ANNEXES **71**

ANNEXE 1 : SAISINE.	72
ANNEXE 2 : FICHE DE SURVEILLANCE DES PLOMBÉMIES ET DE DÉCLARATION OBLIGATOIRE DU SATURNISME.	75
ANNEXE 3 : FICHE 2 DU GUIDE DE LA DGS - L'INTOXICATION PAR LE PLOMB DE L'ENFANT ET DE LA FEMME ENCEINTE : DÉPISTAGE ET PRISE EN CHARGE. 2006	76
ANNEXE 4 : AUDITION DE L'INERIS DU 14 FÉVRIER 2013	79
ANNEXE 5 : ECHANTILLONNAGE ET MÉTHODE D'ANALYSE UTILISÉS DANS LES ÉTUDES EAT2, EAT1 ET L'ANALYSE DES EAUX EMBOUTEILLÉES	84
ANNEXE 6 : CHILDREN'S EXPOSURE PATHWAYS TO LEAD.	87
ANNEXE 7 : ACTIONS RECOMMANDÉES EN FONCTION DU NIVEAU DE PLOMBÉMIE (µG/L)	98

GLOSSAIRE **99**

1. La saisine

La Direction générale de la santé (DGS) a saisi le Haut Conseil de la santé publique (HCSP) le 15 octobre 2012 au sujet de la détermination de nouveaux objectifs de gestion concernant les expositions au plomb.

Les différentes questions posées au HCSP dans la saisine (voir annexe 1) sont les suivantes :

1/ Faut-il réviser le seuil individuel qui déclenche la déclaration obligatoire et la procédure de soustraction immédiate des enfants à l'exposition au plomb, fixé aujourd'hui à 100 µg/L ?

2/ (a) En cas de révision du seuil, faut-il relancer les actions de repérage individuel des enfants susceptibles d'avoir des plombémies élevées ?

(b) Quelles expositions faut-il cibler dans ce repérage ?

3/ (a) Dans les populations surexposées au plomb (sols pollués, etc.), les mesures de gestion visant à diminuer cette exposition doivent-elles être déclenchées sur la base de dosages de plombémies systématiques, de dosages aléatoires, ou uniquement sur les seules données environnementales d'exposition ?

(b) Si le dosage de la plombémie est retenu, quelle valeur est applicable à ces populations, en distinguant les sous-populations les plus sensibles (les femmes enceintes ou en âge de procréer, les enfants) ?

(c) si les données d'expositions environnementales sont retenues, quelle valeur faut-il retenir pour déclencher les mesures de gestion ?

4/ Faut-il fixer un objectif de diminution de la plombémie pour les enfants et la population générale ? Dans l'affirmative, la prévalence du saturnisme ayant diminué significativement entre 1996 et 2008, quelle devrait être la cible à atteindre pour la période 2013-2017 vis-à-vis du seuil actuel ou du seuil révisé ?

2. Groupe de travail

Suite à la saisine du 15 octobre 2012 de la direction générale de la santé du ministère des affaires sociales et de la santé, un groupe de travail a été constitué par la Commission spécialisée Risques liés à l'environnement (CSRE) du Haut Conseil de la santé publique (HCSP).

Le groupe de travail s'est réuni douze fois pour examiner les termes de la requête, déterminer des études bibliographiques appropriées, procéder aux auditions à conduire et pour répondre aux questions posées.

Les réunions du groupe de travail ont eu lieu les 18 octobre 2012, 17 janvier, 14 février, 11 avril, 19 juin, 9 octobre, 20 décembre 2013, 15 janvier, 12 février, 20 et 26 mars et 7 mai 2014.

Composition du groupe de travail

Président du groupe de travail

Jean-Marie Haguenoer, Professeur émérite de l'Université Lille 2, puis

Robert Garnier, Centre antipoison et de toxicovigilance de Paris

Membres du groupe de travail

Nawel Bemrah, Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

Olivier Chanel, Aix-Marseille School of Economics, CNRS, GREQAM

Aline Coftier, Bureau de recherches géologiques et minières

Anne Etchevers, Inserm U1085 – Irset (Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail)

Philippe Glorennec, Ecole des hautes études en santé publique, Unité mixte de recherche Inserm 1085 - Irset

Jean-Charles Leblanc¹, Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail

Alain Le Tertre, Institut de veille sanitaire

Jean-Paul Lucas, Centre scientifique et technique du bâtiment

Denis Zmirou-Navier, Université de Lorraine, Ecole des hautes études en santé publique et Inserm U1085 - Irset ; HCSP-CSRE

Coordination

Kiran Ramgolam, coordonnatrice de la CSRE, secrétariat général du HCSP

Déclarations publiques d'intérêt

Les membres du groupe de travail ont rempli une déclaration publique d'intérêt, et aucun conflit d'intérêt n'a été déclaré au HCSP.

¹ Affilié à l'Anses jusqu' en août 2013 (démission du groupe de travail en août 2013 également) ; affiliation actuelle : Food And Agriculture Organization of the United Nations.

Appui scientifique à la saisine

Note de la directrice générale de l'InVS du 2 décembre 2013 : Identification des facteurs de risque en fonction des plombémies retrouvées chez les enfants (100, 70, 50 et 30 µg/L).

Auditions

- 18 octobre 2012

- Présentation de la saisine par la Direction générale de la santé

Frédérique Cousin, chef du bureau Environnement intérieur, milieux de travail et accidents de la vie courante (EA2) et Anne Pillebout, chargée des dossiers « Insalubrité / Saturnisme » ; Bureau Environnement intérieur, milieux de travail et accidents de la vie courante (EA2), Sous-direction Prévention des risques liés à l'environnement et à l'alimentation - Direction générale de la santé - Ministère des affaires sociales et de la santé.

- 17 janvier 2013

- Problématique du dépistage : distribution des valeurs de plombémie en population générale et en population ciblée ; évolution dans le temps depuis les premières campagnes ; part contributive des facteurs de risque.

Camille Lecoffre, InVS ; Philippe Bretin, DGS-SDEA

- Problématique du dépistage du saturnisme infantile en dessous du seuil de 100 µg/L de sang

Pascal Jehannin, ARS Nord-Pas de Calais

- Méthodes de détermination de la plombémie : limites de détermination et de détection des méthodes de dosage du plomb dans le sang utilisées actuellement (AAS et ICP-MS notamment)

Laurence Labat, Société française de toxicologie analytique ; Jean-Pierre Goullé, CH Le Havre

- Données Saturn-Inf

Anne Etchevers, Inserm U1085 – Irset

- 14 février 2013

- Présentation de l'expertise de l'Anses sur le plomb

Laurent Bodin, Anses

- Cartographie générale des teneurs en plomb dans les sols en France, celle des sites pollués significatifs, avec des données sur les sites agricoles et les jardins contaminés

Aline Coftier, BRGM

- Présentation INERIS « PLAINE : Plateforme d'Analyse des INégalités Environnementales » et retour d'expérience sur des sites contaminés par le plomb : teneurs en plomb dans l'environnement des sites et résultats d'évaluations quantitatives des risques et de prédictions de plombémies ou de plombémies mesurées

Corinne Hulot, Ineris

- La réduction des émissions toxiques pour la santé humaine - Action nationale sur les sols pollués au plomb - Retour d'expérience sur des sites contaminés par le plomb (suite) - Principes des méthodes de dépollution et leurs relations coût /efficacité

Philippe Bodénez et Dominique Gilbert, DGPR²– MEDDE³

² Direction générale de la prévention des risques.

³ Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie.

- Niveaux en plomb dans les différents compartiments environnementaux en milieu résidentiel

Jean-Paul Lucas, CSTB

- Résultats d'une modélisation de l'impact sur les plombémies d'une modification des teneurs en plomb dans les sols, poussières, eau

Philippe Glorennec, EHESP, Inserm U 1085-Irset

- 11 avril 2013

- Résultats de l'étude nationale de surveillance des expositions alimentaires aux substances chimiques (Etude de l'Alimentation Totale 2 - 2006-2010) concernant le plomb

Jean-Charles Leblanc, Anses

- 19 juin 2013

- Intervention de la DGS relative au nombre de laboratoires accrédités pour la plombémie utilisant la spectrométrie d'absorption atomique ou l'ICP-MS, à l'acceptabilité du risque par rapport au percentile 97,5 ou 90 de la répartition nationale actuelle, au personnel des ARS susceptibles de réaliser les enquêtes environnementales, à l'objectif final à atteindre en 2017 et au délai de remise des recommandations à la DGS

Anne Pillebout et Frédérique Cousin, DGS/EA2

- 9 octobre 2013

- Etat des connaissances sur la contamination des sols et des productions végétales sur le secteur de METALEUROP

Francis Douay, Laboratoire génie civil et géoEnvironnement (LGCgE) - Lille Nord de France (EA 4515)

- Résultat des travaux effectués par Philippe Glorennec (EHESP, Irset, UMR Inserm 1085) et Nawel Bemrah (Anses)

- Présentation de la réponse de l'InVS par Alain Le Tertre (InVS)

- 12 février 2014

- Audition de la DGPR et de la DGS : présentation des conclusions de l'expertise du HCSP sur la gestion des expositions au plomb

Aurélien Louis, Chef du bureau du sol et du sous-sol ; Dominique Gilbert et Tina Léger, Bureau du sol et du sous-sol ; Jennifer Cosson, Bureau de la prospective, de l'évaluation et des données ; Direction générale de la prévention des risques, Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie ;

Frédérique Cousin, Chef du bureau Environnement intérieur, milieux de travail et accidents de la vie courante (EA2) ; Anne Pillebout, chargée des dossiers « Insalubrité / Saturnisme » (EA2) ; Philippe Bretin, Adjoint par interim au chef du Bureau de l'environnement extérieur et des produits chimiques (EA1) ; Michel Rouge, Chargé des sites et sols pollués (EA1) ; Sous-direction Prévention des risques liés à l'environnement et à l'alimentation - Direction générale de la santé - Ministère des affaires sociales et de la santé.

3. Justification de la démarche proposée

En réponse à la saisine qui lui a été adressée, le HCSP s'est attaché à actualiser les niveaux de plombémie définissant le « saturnisme infantile », en tant que risque pour la santé et le développement des jeunes enfants qui appelle une mobilisation des différents acteurs publics et privés concernés par son repérage et sa prévention. Pour définir ces nouveaux niveaux, le HCSP s'est donc focalisé sur les effets sanitaires « critiques » intéressant le jeune enfant, qui sont au premier chef les risques d'altération des capacités de son développement cognitif, tels qu'ils sont documentés par la littérature scientifique internationale.

La saisine visait également la définition de la stratégie de dépistage du « saturnisme infantile » ainsi caractérisé, ce qui a amené le HCSP à proposer des « niveaux déclenchant un dépistage » pour les principaux médias environnementaux contribuant à l'exposition du jeune enfant, au-delà desquelles un dépistage doit être envisagé. Ces « niveaux déclenchant un dépistage » sont avancés avec pour finalité d'orienter les pratiques du dépistage ; ils n'ont pas été conçus pour constituer des objectifs de qualité des milieux qui serviraient de référence universelle pour une politique nationale de gestion des sources d'exposition au plomb. Ce point important sera précisé dans les recommandations (section 5 de ce rapport).

Un dernier volet de la saisine concerne la définition d'un objectif de diminution de la plombémie pour les enfants et la population générale. Il y sera répondu pour les enfants. Concernant la population générale, plus particulièrement les adolescents, les adultes et les personnes âgées, le HCSP constate que les données complètes requises pour procéder à une évaluation du risque, et définir sur cette base les critères de gestion de ce risque, ne sont pas disponibles. Il n'est donc pas possible de répondre à ce dernier volet en l'état actuel des données disponibles, ce qui appelle la réalisation d'études et de recherches complémentaires.

3.1. Données récentes sur les effets de l'intoxication au plomb en-dessous de 100 µg/L

3.1.1. Expertise collective de l'Anses

Une analyse des données épidémiologiques décrivant des associations entre la plombémie et divers effets sur la santé a été conduite, sur la base des études sources, des méta-analyses, des analyses de données poolées publiées, et des rapports d'expertise récents d'organismes internationaux (Efsa⁴ (1)) ou nationaux (Santé Canada (2), NTP⁵ (3)). Le collectif d'experts de l'Anses a conclu que les études montrant les effets du plomb sur la pression artérielle et sur la fonction rénale chez l'adulte et celles montrant des déficits au niveau du système nerveux central (objectivés par une diminution du QI⁶) chez l'enfant, constituaient une base scientifique suffisamment robuste pour conclure à des effets néfastes du plomb à des plombémies inférieures à 100 µg/L (4). Ces conclusions sont en accord avec celles exprimées par les autres organismes internationaux ou nationaux cités ci-dessus ayant récemment évalué les effets du plomb.

Une consultation a été lancée par l'Anses, en janvier 2012, auprès des Etats membres de l'Union européenne (UE), des pays candidats à l'accession à l'UE, ainsi que des pays membres de l'Association européenne de libre-échange (AELE), sur les « mesures et actions techniques » qui ont été engagées pour permettre d'abaisser le niveau des plombémies à

⁴ *European food safety authority* pour Autorité européenne de sécurité des aliments.

⁵ *National toxicology program*.

⁶ Quotient intellectuel.

des valeurs inférieures à 100 µg/L (4). Dix pays ont répondu à cette consultation. Aucun d'entre eux ne déclare avoir pris des mesures spécifiques

Le collectif d'experts de l'Anses considère que les effets les plus sensibles liés à une exposition chronique au plomb sont la toxicité rénale chez les adultes et la neurotoxicité chez les jeunes enfants.

Concernant la neurotoxicité chez l'enfant, l'Efsa a établi, à partir de l'étude de Lanphear *et al.* de 2005 (5), une plombémie critique de 12 µg/L, valeur associée à une baisse d'un point de QI dans la population (1). Sur la base des éléments disponibles et des auditions complémentaires réalisées par le groupe de travail sur la signification attribuable à une diminution d'un point de QI, les experts du groupe d'expert de l'Anses ont considéré que :

- les tests de QI n'ont pas été développés pour évaluer la neurotoxicité des substances chimiques,
- la détermination du QI est soumise à de grandes variations intra-individuelles et aux conditions de l'examen,
- la diminution d'un point de QI à l'échelle d'une population peut avoir une signification statistique, mais n'a pas de signification à l'échelle d'un individu,
- du fait du manque de données et des limites analytiques, il est difficile de corrélérer le QI à des plombémies inférieures à 10 µg/L.

Pour ces raisons, le collectif d'experts de l'Anses a estimé que la diminution d'un point de QI est difficilement utilisable en évaluation quantitative du risque sanitaire.

Concernant la néphrotoxicité du plomb, aucun effet rénal n'a été observé chez l'enfant (de moins de 12 ans) pour des plombémies inférieures à 50 µg/L (3). Les effets observés sur le rein chez l'adulte peuvent cependant être consécutifs à une exposition vie entière (depuis l'enfance). Par conséquent, la néphrotoxicité a été retenue par le groupe d'experts de l'Anses comme effet critique pour l'ensemble de la population, quel que soit l'âge.

Il a également estimé qu'une plombémie établie avec comme effet critique les effets rénaux chez l'adulte protégerait la population entière, y compris les enfants, contre l'ensemble des effets néfastes du plomb identifiés à ce jour.

L'étude de Navas-Acien *et al.* de 2009 (6) portant sur la cohorte NHANES 1999–2006 a été choisie comme étude clé pour définir la toxicité rénale du plomb et établir des plombémies critiques (BMD_{10%} et BMD_{10%L95%}). Cette étude qui comprend 14 778 sujets âgés de plus de 20 ans, a montré des associations entre les concentrations sanguines de plomb et une diminution du taux de filtration glomérulaire.

A partir de cette étude, une plombémie critique de 15 µg/L a été déterminée (valeur associée à une augmentation de la prévalence de la maladie rénale chronique, définie par la persistance pendant plus de trois mois d'un taux de filtration glomérulaire inférieur à 60 mL/min/1,73 m² de surface corporelle).

3.1.2. Expertise du National Toxicology Program (NTP)

En 2012, le NTP a publié une analyse des études épidémiologiques publiées sur les effets toxiques du plomb, quand la plombémie est inférieure à 100 µg/L (3). Cette expertise conclut à l'existence :

- chez l'enfant :
 - o de preuves suffisantes d'excès de risque de troubles cognitifs (diminution du QI et du niveau d'étude atteint, *in fine*), de troubles de l'attention et de comportements délictueux, jusqu'à des valeurs de plombémie inférieures à 50 µg/L ;

- de preuves limitées d'un excès de risque de puberté retardée, quand la plombémie est inférieure à 50 µg/L et de preuves suffisantes du même risque entre 50 et 100 µg/L ;
- de preuves suffisantes du risque de retard du développement staturo-pondéral et d'altérations dose-dépendantes de l'acuité auditive lorsque la plombémie est inférieure à 100 µg/L.
- chez la femme enceinte : de preuves suffisantes d'un risque de retard du développement fœtal et de petit poids de naissance, quand la plombémie est inférieure à 50 µg/L.
- chez les adultes et les adolescents : de preuves suffisantes d'un excès de risque de maladie rénale chronique et d'une diminution dose-dépendante du débit de filtration glomérulaire, persistant quand la plombémie est inférieure à 50 µg/L.
- chez l'adulte : de preuves suffisantes des risques d'hypertension artérielle et d'élévation dose-dépendante de pression artérielle, persistant quand la plombémie est inférieure à 100 µg/L.

3.1.3. Expertise de l'Autorité européenne de sécurité des aliments (Efsa)

En 2010, l'Efsa a considéré que les effets critiques du plomb étaient sa neurotoxicité chez le jeune enfant, ses effets rénaux et cardiovasculaires chez l'adulte, et qu'il y a des preuves suffisantes de la persistance de ces effets sur la santé quand la plombémie est très faible, ce qui indique qu'ils sont probablement sans seuil (1).

Après avoir caractérisé les relations dose-effet, elle a déterminé la limite inférieure de l'intervalle de confiance de la benchmark dose de la plombémie correspondant à un excès de risque de 1 % (BMDL₀₁) soit :

- 12 µg/L pour les effets neurotoxiques (niveau correspondant à la perte d'un point de QI),
- 36 µg/L pour les effets cardiovasculaires (niveau correspondant à une augmentation de 1,2 mm Hg de la pression artérielle systolique).

Pour les effets rénaux, c'est une BMDL₁₀ (correspondant à un excès de risque de 10 %) qui a été retenue et la valeur de la plombémie correspondante est de 15 ou 16 µg/L, selon le modèle utilisé.

3.1.4. Position du HCSP

En conclusion de cette revue de l'évidence scientifique, le HCSP juge que malgré ses difficultés de mesure et d'interprétation au niveau individuel, un point de QI est un effet critique pertinent pour une approche populationnelle et approprié pour la gestion du risque en population infantile. En conséquence il préconise d'adopter la plombémie critique de 12 µg/L proposée par l'Efsa.

3.2. Le dépistage du saturnisme infantile en France (SNSPE)

En raison de l'absence habituelle de manifestation clinique de l'intoxication par le plomb, quand la contamination n'est pas massive, et de l'absence de spécificité des symptômes du saturnisme, la plombémie est l'indicateur de référence du dépistage et du diagnostic de la maladie. Ce choix est justifié par le fait qu'à l'état d'équilibre et à la double condition que le prélèvement soit effectué de façon propre à prévenir les contaminations externes (par l'environnement et/ou le matériel utilisé) et que laboratoire doseur soit de bonne qualité, la plombémie est un bon indicateur de la dose interne du métal. Elle la sous-estime à distance

de toute exposition ou dans les semaines qui suivent un traitement chélateur ; elle la surestime dans les jours qui suivent une contamination aiguë. Cependant, en routine, elle est l'indicateur de référence et l'on dispose des résultats de très nombreuses études permettant d'établir des corrélations précises entre la plombémie et les effets du métal sur la santé (tableau 1). En pratique, la plombémie est l'indicateur de référence pour mettre en évidence une contamination par le plomb et son évolution dans une population, déterminer l'urgence d'une intervention médicale ou apprécier l'efficacité de la prise en charge.

3.2.1. Niveau actuel du seuil d'intervention des services de santé

En 1998, la loi d'orientation relative à la lutte contre les exclusions (7) a rendu obligatoire le signalement des cas de saturnisme infantile aux Directions départementales des affaires sanitaires et sociales (DDASS), dorénavant délégations territoriales des ARS. Ce signalement déclenche l'enquête environnementale qui va permettre d'identifier les sources d'exposition au plomb et de prendre les mesures propres à les éradiquer. Ce texte réglementaire ne définit pas le saturnisme infantile.

L'expertise Inserm conduite en 1999 relatives aux effets sur la santé du plomb dans l'environnement (8) a recommandé que les enfants dont la plombémie est supérieure à 100 µg/L fassent l'objet d'une déclaration obligatoire. Cette proposition a été reprise par une circulaire de la DGS en 2002 (9), qui précisait qu'une enquête environnementale devait être réalisée dans tous les cas lorsque la plombémie de l'enfant dépassait 100 µg/L. La conférence de consensus conduite en 2003 (10) reprenait cette valeur de 100 µg/L comme seuil de déclenchement des enquêtes environnementales, en indiquant, néanmoins, que des effets du plomb sur la santé sont décelables en-deçà. C'est ce seuil de 100 µg/L qui a finalement été retenu dans l'arrêté du 5 février 2004 (11), pour définir le saturnisme chez les individus âgés de moins de 18 ans.

De fait, le seuil de 100 µg/L, impliquant la déclaration du cas aux autorités sanitaires départementales et le déclenchement de l'enquête environnementale, n'a pas de fondement scientifique : on avait déjà connaissance d'effets du plomb sur la santé en-deçà de cette valeur, quand elle a été choisie et depuis, les preuves se sont accumulées, en particulier chez les jeunes enfants et chez les femmes enceintes : sur le développement intellectuel, mais aussi staturo-pondéral et sexuel, ainsi que sur le comportement et l'acuité auditive pour les premiers, sur le développement fœtal et sur le déroulement de la grossesse, pour les secondes (voir chapitre 4-1 et tableau 1). Les raisons ayant conduit à la fixation du seuil à 100 µg/L par les autorités de gestion sanitaire sont basées sur les éléments de pragmatismes suivants :

- C'était le seuil d'intervention proposé par les *Centers for disease control (CDCP) américains*⁷, en 1997 (12).
- C'était un niveau d'intervention dont l'analyse rétrospective des résultats du dépistage pendant les années 1990, tels que renseignés dans le Système national de surveillance des plombémies de l'enfant (SNSPE), montrait qu'il était réaliste du point de vue des moyens, matériels et en personnels, des services impliqués.
- C'était aussi une valeur de référence réaliste du double point de vue des performances analytiques et de l'imprégnation de la population générale, à l'époque :
 - o La variabilité de la mesure de la plombémie, quand celle-ci était inférieure à 400 µg/L, était, en effet, alors estimée à 40-60 µg/L (13,14) ;
 - o L'évaluation faite en 1995 de la plombémie des enfants français âgés de 1 à 6 ans avait montré que la valeur médiane et le 95^{ème} percentile étaient compris

⁷ En fait, les CDCP ne proposaient pas d'enquête environnementale dès 100 µg/L, mais seulement à partir de 200 µg/L (ou de 150 µg/L, en cas de persistance du dépassement de cette valeur 3 mois plus tard) ; au seuil de 100 µg/L, seuls des conseils hygiéno-diététiques à l'entourage étaient recommandés.

entre respectivement 26,6 et 44,5 µg/L et 45,6 et 102,6 µg/L selon la région où vivait l'enfant (15).

Ces deux derniers paramètres, à savoir la variabilité de la mesure et la distribution des plombémies, impliquaient qu'il était impossible d'affirmer une contamination à partir du résultat d'un dosage sur un prélèvement individuel, lorsque la plombémie n'était pas au moins égale à 100 µg/L.

Tableau 1. Effets sur la santé du plomb : synthèse des données de la littérature

Effets	Plombémie (µg/L)
Risque de décès, chez l'adulte Risque d'encéphalopathie sévère chez l'adulte	2000
Hépatite cytolitique Syndrome de Toni-Debré-Fanconi	1500
Risque d'intoxication mortelle, chez l'enfant Risque élevé d'encéphalopathie sévère, chez l'enfant Risque de neuropathie périphérique cliniquement évidente, chez l'adulte Colique saturnine	1000
Anémie Risque d'encéphalopathie sévère chez l'enfant Signes électriques de neuropathie périphérique décelables au niveau individuel	700
Elévation de l'ALA urinaire au-dessus de la valeur limite Douleurs abdominales et ralentissement du transit digestif Risque de néphropathie glomérulaire et tubulo-interstitielle (après exposition prolongée)	500
Troubles mentaux organiques avérés, chez l'adulte Risque d'encéphalopathie subaiguë, chez l'enfant Premiers signes d'atteinte tubulaire rénale Diminution du taux d'hémoglobine	400
Diminution des vitesses de conduction nerveuse Elévation de la ZPP Inhibition de la synthèse de la vitamine D Augmentation du délai nécessaire pour concevoir chez les hommes exposés Augmentation du risque d'avortement, en cas d'exposition pendant la grossesse	200
Altérations du spermogramme	100
Troubles cognitifs, chez l'enfant Diminution de l'acuité auditive, chez l'enfant (preuves limitées chez l'adulte) Elévation de la pression artérielle et du risque d'HTA chez l'adulte Diminution du débit de filtration glomérulaire chez l'adulte et l'adolescent Augmentation du risque de maladie rénale chronique chez l'adulte Augmentation du risque de petit poids de naissance, en cas d'exposition in utero Inhibition du développement staturo-pondéral chez l'enfant Retard de la maturation sexuelle chez l'enfant Augmentation du risque de retard pubertaire Inhibition de l'ALAD	

3.2.2. Dépistage chez les enfants

Les différentes expertises publiées depuis 1999 (8,10,16) ne recommandent pas de dépistage systématique du saturnisme chez les jeunes enfants. Le dépistage du saturnisme infantile doit être ciblé par le repérage de facteurs de risque d'exposition au plomb. Un guide publié par la DGS en 2006 (17) recommande que la plombémie d'un enfant de moins de 6 ans soit mesurée si au moins un des principaux facteurs de risque d'exposition est identifié, et propose la liste suivante⁸ :

- L'enfant habite ou fréquente régulièrement un bâtiment construit avant le 1^{er} janvier 1949 et
 - o les peintures y sont écaillées,
 - o ou des travaux de rénovation ont été récemment réalisés,
 - o ou l'enfant mange des écailles de peinture (comportement de pica).
- Dans l'entourage de l'enfant, une autre personne (frère, sœur, camarade, mère...) est ou a été intoxiquée par le plomb.
- L'enfant habite ou fréquente régulièrement des lieux proches d'un site industriel à risque, en activité ou non.
- Les parents exercent une activité, professionnelle ou de loisir, à risque, selon une liste détaillée dans le guide.
- L'enfant habite dans un logement construit avant 1955, situé dans une commune alimentée par une eau potable agressive et il consomme régulièrement l'eau du robinet.
- L'enfant est arrivé récemment en France, singulièrement dans un contexte d'adoption, avec exposition possible dans le pays d'origine.

Le guide recommande de réaliser systématiquement cette recherche de facteurs de risque d'exposition à l'occasion des bilans des 9^e et 24^e mois de vie (donnant lieu à la rédaction des 2^e et 3^e certificats de santé) et d'en inscrire les résultats dans le carnet de santé de l'enfant.

Un arrêté du 19 janvier 1995 a créé un Système national de surveillance des plombémies de l'enfant (SNSPE) en s'inspirant d'un système semblable qui fonctionnait en Ile-de-France, depuis 1992. Ce texte réglementaire a été complété par une circulaire datée du 9 mai 1995, décrivant le fonctionnement de ce réseau. Celui-ci a secondairement évolué pour s'adapter aux nouvelles dispositions réglementaires concernant la déclaration obligatoire du saturnisme de l'enfant mineur (11).

La prescription de la mesure de la plombémie chez un enfant de moins de 18 ans doit utiliser une fiche de surveillance standardisée (*voir Annexe 2* : Fiche de surveillance des plombémies et de déclaration obligatoire du saturnisme). Celle-ci est adressée, avec le prélèvement, au laboratoire qui effectue la mesure de la plombémie. Le laboratoire complète le document en y reportant le résultat du dosage et le retourne au prescripteur ; il en envoie, parallèlement, une copie au Centre antipoison et de toxicovigilance (CAPTV) compétent pour le lieu de résidence de l'enfant. Lorsque c'est nécessaire, le CAPTV reprend contact avec le prescripteur pour compléter le remplissage de la fiche ; il en saisit le contenu dans une base de données locale, d'où après anonymisation, les informations sont transmises dans une base nationale gérée par l'Institut de veille sanitaire (InVS).

Lorsque la plombémie est au moins égale à 100 µg/L, pour la première fois, chez un individu de moins de 18 ans, le médecin prescripteur doit le signaler au médecin inspecteur de santé publique de l'Agence régionale de santé (ARS) (déclaration obligatoire) en utilisant la fiche que lui a retournée le laboratoire ou sa copie. L'ARS déclenche l'enquête environnementale

⁸ D'autres facteurs de risque d'exposition au plomb sont possibles, mais actuellement plus rarement identifiés. Ils sont décrits dans le chapitre 4-3.5. La fiche de surveillance des plombémies et de déclaration obligatoire du saturnisme, dont l'utilisation est recommandée pour la prescription du dosage, en prévoit la notification éventuelle (*voir Annexe 2*).

et transmet une copie anonymisée de la fiche à l'InVS (notification) qui la saisit dans la base de données nationale, après avoir recherché un éventuel doublon avec les données transmises par les CAPTV.

Une liaison permanente entre les CAPTV et les ARS du territoire dont ils ont la charge est assurée, afin de pallier aux éventuels oublis de déclaration obligatoire par les prescripteurs.

La figure 1 résume le fonctionnement de ce Système national de surveillance des plombémies de l'enfant.

Des exploitations épidémiologiques des données des bases locales et nationales sont régulièrement produites par l'InVS, ses cellules en régions (Cires) et les CAPTV. L'analyse rétrospective des données collectées par le SNSPE montre que le nombre total de plombémies et celui des plombémies de primo-dépistage (première plombémie disponible pour un individu donné) sont restés à peu près stables de 1995 à 2000 : respectivement compris entre 5 166 et 6 451 et entre 2 602 et 3 704. Ils ont rapidement augmenté de 2002 à 2004, où ils ont atteints des valeurs maximales de respectivement, 14 271 et 10 060. Depuis, ils ont décliné progressivement et n'étaient plus que de l'ordre respectivement de 6 000 pour l'ensemble des plombémies et 4 500 pour les plombémies de primo-dépistage, en 2012⁹. Le nombre annuel d'individus dont la plombémie a atteint ou dépassé pour la première fois le seuil de 100 µg/L (cas incidents de saturnisme infantile) a diminué progressivement (avec un sursaut entre 2002 et 2004), passant de 934 en 1995 à 176 en 2012 (données en cours de consolidation), soit une diminution de plus de 80 % des cas dépistés annuellement, en 18 ans (18–21). La rapide diminution des activités de dépistage, hors procédures d'adoption à l'international, au cours des dernières années est observée dans toutes les régions : en Ile-de-France (- 37 % de 2008 à 2011) où s'effectuent encore près des deux tiers de cette activité, mais également en Rhône-Alpes (- 39 %) et même encore plus drastiquement dans le Nord-Pas-de-Calais (- 56 %). Cette évolution n'est pas explicable par la seule diminution du nombre d'enfants ayant des facteurs de risque d'intoxication. Elle résulte probablement aussi d'une démotivation des équipes impliquées dans cette activité après 2010, en raison des résultats rassurants de l'enquête de prévalence conduite en 2008-2009 (22) et surtout, du « faible » rendement du dépistage actuellement comparé à ce qu'il était à la fin des années 1990 (3,4 % en 2012 contre 13 à 26 % pendant les premières années de fonctionnement du SNSPE). L'abaissement du seuil d'action augmenterait mécaniquement le rendement du dépistage ; elle aurait aussi pour conséquence prévisible d'améliorer la motivation des équipes médicales en charge du dépistage. Ces dernières années, le nombre de cas annuels avec une plombémie au moins égale à 50 µg/L au primo-dépistage était environ 4 fois supérieure à celle des cas avec une plombémie au moins égale à 100 µg/L (alors que le nombre de cas dépistés [\geq 100 µg/L] annuellement a été divisé par 5, depuis le milieu des années 1990).

L'évolution de l'activité de dépistage au cours des dernières années (21) indique aussi un début d'implication de certains départements d'outre-mer (notamment La Réunion et la Guyane) avec de forts rendements au primo-dépistage (respectivement, 45 % et 37 %).

Depuis les débuts du SNSPE, les principaux facteurs de risque motivant la prescription d'une plombémie de primo-dépistage sont ceux liés à l'habitat. Ce sont aussi ceux qui sont le plus souvent retrouvés chez les enfants dont la plombémie est au moins égale à 100 µg/L, mais pas ceux qui sont les plus prédictifs d'une intoxication : les facteurs de risque qui ont la plus forte valeur prédictive positive d'une plombémie élevée (\geq 100 µg/L) sont la présence d'autres enfants intoxiqués dans l'entourage, la profession exposant au plomb d'un des parents, des loisirs exposant au plomb et un comportement de pica (20,21). Depuis le milieu de la dernière décennie, le nombre de plombémies de primo-dépistage prescrites dans le cadre d'une adoption internationale a rapidement augmenté, avec un pic en 2010 après le séisme à Haïti (21). Le rendement du dépistage est élevé dans cette population (environ 11 % entre 2008 et 2011).

⁹ Données provisoires.

L'adoption internationale, mais aussi d'autres facteurs de risque d'exposition, tels que l'utilisation de remèdes ou de cosmétiques traditionnels ou celle de vaisselle artisanale, sont probablement des motifs de prescription sous-estimés par le SNSPE car la fiche de surveillance et de déclaration obligatoire n'en prévoit pas explicitement la recherche, même si un item « autre facteur de risque » est présent et permet, en principe, au prescripteur de préciser la source d'exposition suspectée.

3.2.3. Dépistage chez la femme enceinte ou projetant une grossesse

L'exposition au plomb pendant la grossesse augmente les risques d'avortement et de prématurité quand la plombémie est au moins égale à 250 µg/L ; il y a des preuves limitées de l'existence de ces risques à des plombémies plus faibles. Elle augmente aussi le risque de petit poids de naissance ; c'est un effet encore décelable quand la plombémie est inférieure à 50 µg/L et il est probablement sans seuil. Par ailleurs, le plomb passe librement la barrière placentaire ; à la naissance, la plombémie de la mère et celle de son enfant sont très voisines : les effets toxiques du plomb sur le développement intellectuel, le comportement, le développement sexuel post-natal et le développement staturo-pondéral du nouveau-né étant décelables en-deçà de 100 µg/L et probablement également sans seuil, il est souhaitable que la plombémie des femmes enceintes soit aussi faible que possible (*voir tableau 1*) (3).

Dans cette optique, un repérage des facteurs de risque d'exposition au plomb des femmes en âge de procréer est certainement recommandable, *in abstracto*. Pour des raisons pratiques, c'est seulement chez les femmes enceintes qu'un repérage des sources d'exposition au plomb, éventuellement suivi d'un prélèvement sanguin, pour le dosage de la plombémie est prévu en France.

Suivant en cela les recommandations de la Conférence de consensus de 2003 (10), le guide édité par la DGS (17) indique un repérage obligatoire des facteurs de risque d'exposition au plomb à l'occasion de l'entretien prénatal du 4^e mois. Les facteurs qu'il est plus particulièrement recommandé de rechercher sont les suivants (*voir aussi en annexe 3 : fiche 2 du guide de la DGS*) :

- activité professionnelle ou de loisir exposant au plomb, de l'intéressée ou de son entourage,
- travaux de rénovation producteurs de poussières dans un appartement ancien, au cours des 6 derniers mois,
- utilisation de remèdes ou de compléments alimentaires traditionnels,
- géophagie ou pica (consommation d'argile, de terre, de plâtre, d'écaillés de peintures...),
- utilisation de cosmétiques traditionnels (khôl, surma...),
- utilisation de vaisselle en céramique artisanale,
- conservation d'aliments ou de boissons dans des récipients en étain ou en cristal,
- présence de canalisations en plomb dans le logement et consommation de l'eau du robinet,
- antécédents personnels d'intoxication par le plomb,
- logement ou séjours habituels à proximité d'un site industriel rejetant du plomb dans l'atmosphère.

En cas d'identification d'une source d'exposition au plomb, par ce questionnaire, le guide préconise de prendre des mesures pour l'éradiquer, de prescrire « éventuellement » un dosage de la plombémie de la femme enceinte et de programmer un dosage de celle de l'enfant à la naissance (sur le sang du cordon).

Les facteurs de risque d'exposition au plomb identifiés pendant la grossesse doivent être consignés dans le carnet de santé de la mère et dans celui de l'enfant. Il en va de même des résultats de la mesure de la plombémie de la mère.

Il n'y a actuellement pas de collecte et de centralisation des plombémies mesurées chez les femmes enceintes. Les plombémies mesurées chez des nouveaux nés ou sur le sang du cordon sont saisies dans les bases de données du SNSPE. Elles n'ont jamais fait l'objet d'analyses spécifiques. Quelques campagnes de mesurages systématiques de la plombémie dans le sang du cordon ont été conduites, en collaboration avec des maternités, pendant des périodes limitées : elles ont révélé quelques cas sporadiques d'élévation de la plombémie au-delà de 100 µg/L, avec des dépassements généralement de faible amplitude. Les sources impliquées n'étaient généralement pas en rapport avec le logement, mais plutôt en lien avec l'utilisation de cosmétiques traditionnels ou de vaisselle en céramique artisanale (16).

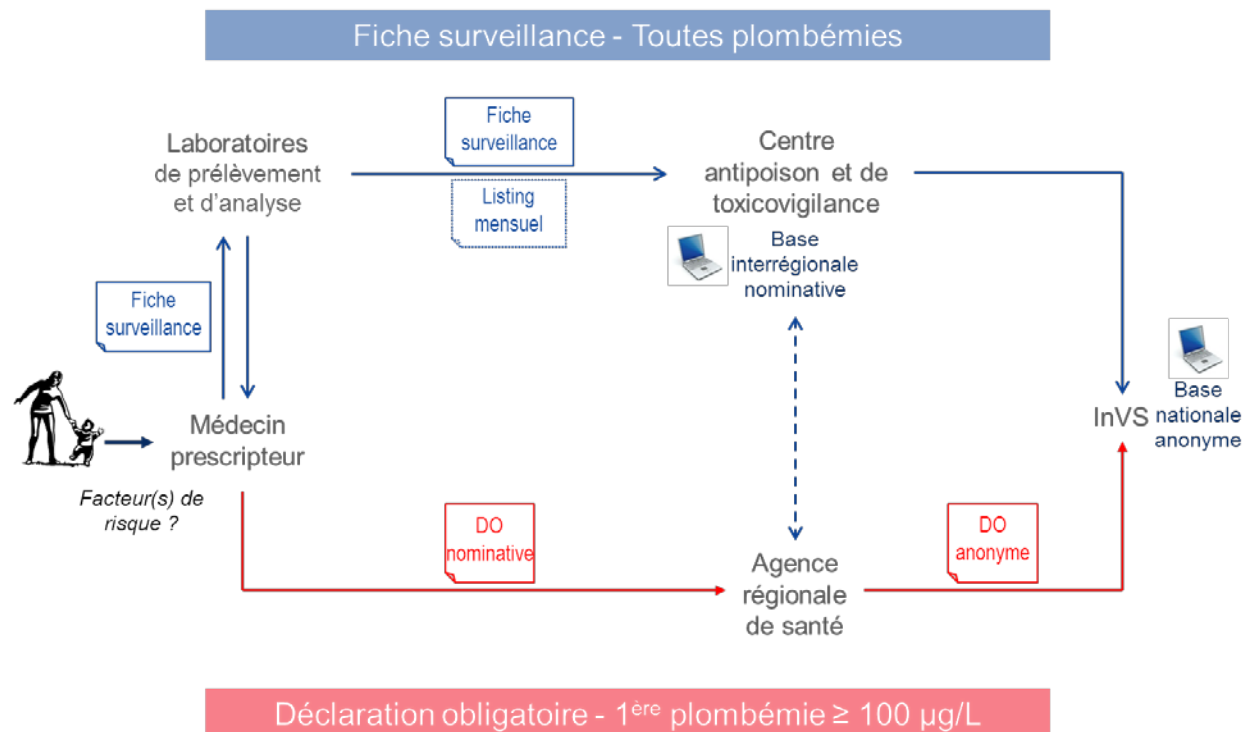


Figure 1. Système national de surveillance des plombémies de l'enfant (SNSPE)

Source : SNSPE

3.3. Facteurs de risque

3.3.1. L'habitat : peintures, poussières et eau du robinet

La peinture à base de plomb est connue pour ses effets délétères sur la santé de l'enfant depuis la fin du 19^e siècle (23). Dans les années 1980, à Paris, ce facteur de risque a été remis en exergue par la découverte de cas graves de saturnisme infantile. Le principal sel de plomb incriminé dans ces intoxications est la céruse ou hydrocarbonate de plomb, très acido-soluble, massivement utilisé en France dans l'habitat urbain à partir du 19^e siècle (24). Le risque lié à la céruse apparaît principalement lors de dégradations de la peinture ancienne (écaillage, lézarde, cloquage, et pulvérulence notamment). Les plus fortes intoxications sont dues à l'ingestion d'écaillures de peinture. L'enquête « Plomb-Habitat » (25), (26) menée en France métropolitaine en 2008-2009, montre que la prévalence de résidences principales, abritant au moins un enfant âgé de 6 mois à 6 ans et contenant¹⁰ des revêtements à base de céruse est de 19,3 % ; environ 3,3 % des logements et 7 % des parties communes possèdent un risque plomb relatif¹¹. La prévalence de logements possédant au moins un revêtement à base de céruse décroît quand l'âge du logement diminue : 50 % pour les logements construits avant 1949, environ 32 % pour les logements construits entre 1949 et 1961¹², approximativement 18 % pour la période de construction 1962-1974, environ 2 % pour les logements plus récents construits jusqu'au début des années 1990 et enfin, 0,1 % pour les logements construits à partir du milieu des années 1990 (tableau 2). Jusqu'au début des années 1960 il semble que la prévalence de logements avec plusieurs unités de diagnostic (UD) ≥ 1 mg/cm² reste assez élevée (plus de 23 % jusqu'à 5 UD présentes). Ce n'est pas le cas pour les logements de la période 1962-1974 : la prévalence de logements est élevée pour une seule UD incriminée (environ 18 %) mais chute lorsque l'on recherche au moins 2 UD ≥ 1 mg/cm² (environ 2%). Le tableau 3, par la considération du seuil de 2 mg/cm², tente de corriger les chiffres du tableau 2, en éliminant autant que possible les UD contenant des siccatifs pour ne retenir que la céruse ; les siccatifs, beaucoup moins acido-solubles que la céruse, présentent généralement des charges surfaciques dans une gamme de valeurs autour de 1 à 2 mg/cm². Pour les logements construits entre 1949 et 1961, les prévalences du tableau 2 sont alors nettement abaissées : 31,9 % passe à 12,6 % (au moins une UD incriminée) et 27 % à 7,7 % (au moins 2 UD incriminées). En revanche, la diminution entre les deux tableaux est moins substantielle pour la période 1962-1974 : 18,3 % passe à 13,4 % (au moins une UD incriminée) et 2,3 % à 2,1 % (au moins 2 UD incriminées).

Dès lors, à la vue de ces résultats, la question du risque lié à la présence de peinture au plomb dans les logements construits après 1949 peut être posée malgré les chiffres du tableau 3 relativisant ceux du tableau 2 ; d'autant plus pour les logements construits jusqu'au début des années 1960. Ces résultats pouvaient ne pas être attendus dans la mesure où dans l'esprit commun, la peinture au plomb est considérée comme n'ayant plus été utilisée après 1949. C'est oublier que l'utilisation de la peinture à base de céruse n'a jamais été interdite aux non-professionnels et que sa vente n'a été interdite qu'en 1993 (27).

¹⁰ Au moins une unité de diagnostic, sur support non métallique, dont le revêtement possède une charge surfacique ≥ 1 mg/cm².

¹¹ Dans le sens d'au moins une unité de diagnostic, sur support non métallique, dont le revêtement est dégradé et possède une charge surfacique ≥ 1 mg/cm².

¹² Seuls les résultats considérant la période 1949-1974 avaient été remis dans un rapport à la DGS en 2012 (26). La raison est qu'une discrétisation de cette classe en 2 sous-classes est à considérer prudemment puisqu'une information précise de la période de construction pour un logement n'est pas toujours aisée à déterminer. De plus cela entraîne une incertitude autour de l'estimation de la prévalence relativement importante du fait du plus faible nombre de logements dans une classe. Un travail spécifique a donc été réalisé pour le présent rapport. Malgré l'incertitude autour des résultats donnés ici pour la classe 1949-1974, ces résultats devraient être assez informatifs afin d'appréhender l'évolution de la prévalence des peintures au plomb entre 1949 et 1975.

Tableau 2. Prévalence des logements possédant un certain nombre d'unités de diagnostic (UD) dont la concentration dépasse 1 mg/cm², en fonction de la période de construction. Support non métallique (céruse visée).

	≥1UD	IC _{95%}	≥2UD	IC _{95%}	≥3UD	IC _{95%}	≥4UD	IC _{95%}	≥5UD	IC _{95%}	≥10UD	IC _{95%}
Avant 1949	50.2	38.2-62.3	34.9	22.4-47.4	31.8	19.5-44.1	22.7	11.6-33.8	16.5	7.5-25.5	6.6	0-13.5
De 1949 à 1961	31.9	2.6-61.2	27	0-56.1	25.6	0-54.8	24.8	0-54	23.8	0-52.9	1.3	0-4.1
De 1962 à 1974	18.3	1.5-35.1	2.3	0-6.6	2.1	0-6.3	2.1	0-6.3	2.1	0-6.3	0	-
De 1975 à 1993	1.8	0-4.6	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
A partir de 1994	0.1	0-0.3	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-

*Exemples de lecture du tableau : 31,9 % des logements construits entre 1949 et 1961 contiennent au moins **une** UD dont le revêtement possède une charge surfacique ≥ 1 mg/cm² ; 2,3 % des logements construits entre 1962 et 1974 contiennent au moins **2** UD dont le revêtement possède une charge surfacique ≥ 1 mg/cm².*

Tableau 3. Prévalence des logements possédant un certain nombre d'unités de diagnostic (UD) dont la concentration dépasse 2 mg/cm², en fonction de la période de construction. Support non métallique (céruse visée).

	≥1UD	IC _{95%}	≥2UD	IC _{95%}	≥3UD	IC _{95%}	≥4UD	IC _{95%}	≥5UD	IC _{95%}	≥10UD	IC _{95%}
Avant 1949	37.9	24.7-51	23.1	13.5-32.8	20.8	11.3-30.2	17	8.3-25.6	11.6	5.6-17.5	3.2	0-6.4
De 1949 à 1961	12.6	0-25.6	7.7	0-18.5	6.4	0-16.8	6.4	0-16.8	6.4	0-16.8	0	-
De 1962 à 1974	13.4	0-30.5	2.1	0-6.3	2.1	0-6.3	0	-	0	-	0	-
De 1975 à 1993	1.2	0-3.7	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
A partir de 1994	0.1	0-0.3	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-

*Exemples de lecture du tableau : 12,6 % des logements construits entre 1949 et 1961 contiennent au moins **une** UD dont le revêtement possède une charge surfacique ≥ 2 mg/cm² ; 2,1 % des logements construits entre 1962 et 1974 contiennent au moins **2** UD dont le revêtement possède une charge surfacique ≥ 2 mg/cm².*

L'autre composé de plomb très acido-soluble est le minium de plomb (oxyde de plomb Pb_3O_4), utilisé dans les peintures anticorrosion appliquées sur les surfaces métalliques jusqu'à très récemment. Il expose *a priori* à un risque moindre (via un accès direct au plomb de ces revêtements) dans la mesure où il est principalement utilisé à l'extérieur (garde-corps, volets, etc.); un accès indirect via les poussières intérieures contaminées n'est cependant pas à négliger (cf. ci-dessous).

L'intoxication de l'enfant peut de plus se faire via l'ingestion de poussières contaminées par le plomb. Les poussières intérieures sont jugées comme un bon indicateur du risque plomb résidentiel (28) car elles recensent les différents facteurs de risque à travers leur contamination (peintures intérieures dégradées, tractage de sol extérieurs contaminés, apport de plomb due à l'activité professionnelle d'un membre du foyer, etc.). Il n'y a pas de seuil réglementaire à respecter en France en ce qui concerne le niveau en plomb dans les poussières intérieures déposées au sol. Ce seuil est de $430 \mu\text{g}/\text{m}^2$ aux Etats-Unis (en plomb total). L'enquête « Plomb-Habitat » a montré qu'approximativement 0,21 % des résidences principales abritant au moins un enfant âgé de 6 mois à 6 ans en France avaient une charge surfacique moyenne en plomb dépassant ce seuil et que la prévalence de parties communes concernées était d'environ 4,1 % (25,26). Il a été montré par le passé que les peintures dégradées à base de plomb (notamment la dégradation de la peinture en fine poussière – la pulvérulence) pouvaient contaminer les poussières au sol et ainsi être responsables d'une exposition au plomb. Une étude récente (29) a montré, néanmoins, que cette contamination de la poussière intérieure par les peintures dégradées à base de plomb n'est plus vraiment d'actualité en population générale de logements français ; mais elle peut néanmoins persister pour les logements anciens (< 1949 et surtout < 1915) non rénovés. En règle générale, aujourd'hui, les poussières intérieures sont majoritairement contaminées par les poussières du palier d'appartement puis en second lieu par les sols extérieurs contaminés tractés à l'intérieur du domicile. Dans une moindre mesure, la peinture des garde-corps extérieurs et le tabagisme à l'intérieur du domicile constituent aussi des sources de contamination des poussières intérieures. Les poussières intérieures contaminées sont actuellement considérées comme le facteur environnemental résidentiel le plus à risque pour l'enfant (30–33).

La dissolution du plomb dans l'eau du robinet constitue aussi un facteur de risque lié à l'habitat. Le plomb provient des canalisations intérieures en plomb, des branchements entre les réseaux public et privé, mais aussi d'autres matériaux (brasures, acier galvanisé, laiton, bronze par exemple). Beaucoup de paramètres jouent sur la solubilité du plomb dans l'eau des canalisations. En particulier les paramètres physico-chimiques de l'eau comme son pH, son alcalinité ou sa température, mais surtout le temps de stagnation et donc la fréquence des soutirages par les occupants. Les résultats de la mesure du plomb dans l'eau sont donc fortement influencés par la méthode de prélèvement et il convient d'être prudent lorsque des comparaisons sont faites entre les résultats de différentes études ayant utilisé des modes de prélèvement différents. Selon l'objectif de la mesure (respect d'une limite réglementaire dans une zone de distribution, estimation d'une quantité moyenne de plomb ingéré par l'occupant etc.), une méthode particulière sera utilisée. Le seuil réglementaire européen concernant la concentration en plomb dans l'eau du robinet est de $10 \mu\text{g}/\text{L}$ depuis le 25 décembre 2013¹³. Il s'agit d'une « valeur paramétrique » à respecter à partir d'un échantillonnage approprié de manière à être « représentatif d'une valeur moyenne hebdomadaire ingérée par le consommateur ». L'enquête « Plomb-Habitat » a montré qu'approximativement 2,9 % des résidences principales abritant au moins un enfant âgé de 6 mois à 6 ans en France avaient une concentration en plomb dans l'eau du robinet dépassant ce seuil (25,26). Le prélèvement d'eau au robinet de l'enquête Plomb-Habitat a été réalisé après stagnation de 30 minutes ; ce type de prélèvement est un mode adéquat de prélèvement d'après les conclusions d'un rapport européen (34) quand le but poursuivi est de comparer la mesure au

¹³ Directive européenne 98/83/CE du conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

seuil réglementaire. Les données de l'enquête « Saturn-Inf » (35), conduite en France en 2008-2009, ont montré que parmi les facteurs de risque étudiés, la consommation d'eau du robinet était le facteur le plus fortement associé à une augmentation de la plombémie (plus de 50 % d'augmentation) chez les enfants français ; cependant, cette étude basée sur des données collectées par questionnaire, n'inclut pas certains facteurs de risque tels que la poussière contaminée par exemple mais inclut la période de construction du logement (antérieur ou postérieur à 1949) et l'état des peintures. Les résultats d'une modélisation explicative de la plombémie, prenant en compte des mesures de plomb dans l'environnement résidentiel, ont également montré que l'eau du robinet, avec les poussières, est un des facteurs les plus contributeurs à l'augmentation des plombémies quel que soit le niveau de plombémie (quantile 10 à quantile 90 de la distribution des plombémies en France) (36).

3.3.2. Les sols

Teneur en plomb dans les sols de surface en France

Les données relatives aux teneurs en plomb dans les sols superficiels en France, disponibles sous la forme de tableaux de statistiques divers (médianes, percentiles, moyennes, extrêmes), sont difficilement comparables entre elles dans la mesure où elles ont été (ou sont) collectées dans des conditions et selon des protocoles ou avec des finalités qui peuvent différer significativement.

Les données du projet Plomb-Habitat permettent une estimation des concentrations dans les sols sur lesquels jouent les enfants qui y sont donc potentiellement exposés. Ce référentiel permet de situer un résultat par rapport à la distribution des expositions des enfants en France. Les référentiels géochimiques permettent de situer un résultat par rapport à l'environnement, sans notion d'utilisation du sol par les enfants, donc de représentativité par rapport à l'exposition.

Projet Plomb-Habitat

Ce projet a permis de mesurer la contamination en plomb dans les résidences principales abritant des enfants âgés de 6 mois et 6 ans à partir d'un échantillon de 484 logements représentatif de la France métropolitaine (25). Les sols superficiels des aires de jeux associées à 315 résidences¹⁴ ont été échantillonnés entre 0 et 2 centimètres de profondeur, révélant une distribution des teneurs en plomb total caractérisée par une moyenne géométrique de 33,9 mg/kg, un 75^e percentile de 60,2 mg/kg, un 95^e percentile de 253,8 mg/kg et un maximum de 3 408 mg/kg. Cette étude montre une association statistique entre le dépassement du 75^e percentile de cette distribution et le degré d'urbanisation du lieu échantillonné (zone rurale, zone urbaine de petite taille, zone urbaine de grande taille) : les sols dont les teneurs en plomb dépassent le 75^e percentile sont situés en zone urbaine de grande taille dans 60 % des cas, contre 35 % des cas en zone urbaine de petite taille et seulement 4,4 % des cas en zone rurale.

Fond géochimique naturel

En ce qui concerne le fond géochimique naturel, les principales sources nationales permettant de documenter les teneurs en plomb dans les sols de surface sont :

- la base de données Eléments Traces Métalliques de l'Inra (BD ETM), caractérisée par une bonne répartition sur le territoire national et majoritairement constituée à partir des sols agricoles épandables ;
- le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS), qui propose des données selon une couverture homogène du territoire français (maillage de 16 km sur 16 km) ;

¹⁴ Seuls 315 enfants sur 484 ont joué dans une aire de jeu avec des sols meubles.

- l'Inventaire Minier National (IMN), qui résulte de différentes campagnes de prospection géochimique à vocation minière, couvrant moins de 20 % du territoire national (cet inventaire a été réalisé sur les zones potentiellement susceptibles de présenter des gisements exploitables).

Les indicateurs statistiques extraits de ces bases de données (tableau 4 ci-dessous) révèlent une variabilité qui s'explique par différentes méthodes de collecte des données : les territoires échantillonnés ne sont pas les mêmes, le maillage géographique est régulier ou non selon les cas, l'épaisseur de sol prélevé et la façon dont les échantillons sont constitués diffèrent, comme les protocoles de prélèvement, de préparation et les techniques analytiques (qui ont pu évoluer au fil du temps).

Tableau 4. Indicateurs statistiques de la teneur en plomb (en mg/kg) dans les sols issus de la base de données Eléments Traces Métalliques (BD ETM), du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) et de l'Inventaire Minier National (IMN)

Base	Dimension de la base de données	25 ^e percentile	Médiane	75 ^e percentile	Maximum
BD ETM	72 958 analyses	16,6	21,7	28,5	2 434
RMQS	2 200 sites	21,51	27,75	37,79	283
IMN	> 280 000 échantillons	27	37	51	39 600

Ces bases de données permettent d'illustrer la variabilité locale naturelle des teneurs en plomb dans les sols et la notion d'anomalie naturelle.

Ainsi, sur la base des résultats de la première collecte de données de la BD ETM (1997-1998), l'Inra a défini une gamme de valeurs qualifiées d'anomalies naturelles modérées pour les sols présentant des teneurs de 60 à 90 mg/kg et une gamme de valeurs qualifiées de fortes anomalies naturelles pour les teneurs dans les sols de 100 à plus de 10 000 mg/kg. La notion même de gisement exploitable (mine, carrière) relève bien de l'existence d'anomalies naturelles (zones marquées par de fortes concentrations) quelle que soit la substance considérée. Ces teneurs « anomaliques », pour le plomb, sont relativement éparpillées sur le territoire national et concernent en particulier l'Yonne, l'Indre, l'Ardèche, la Vienne, le Haut-Rhin, le Bas-Rhin, le Nord et la Seine-et-Marne.

Les données de l'inventaire minier national ont fait l'objet d'un traitement statistique par formation géologique. A titre d'illustration, dans le quart nord-est de la France, les teneurs moyennes en plomb rencontrées dans les sols varient de 38,6 à 95 mg/kg selon la formation géologique considérée :

- dans les sols développés sur les roches sédimentaires du Jurassique, la concentration moyenne en plomb est de 38,6 mg/kg et le 95^e percentile de 57 mg/kg ;
- dans les sols développés sur des laves et tufs du Carbonifère et du Permien, la concentration moyenne en plomb est de 60 mg/kg et le 95^e percentile de 94 mg/kg.

Ces sols naturels (issus de la décomposition, de l'altération de la formation géologique sous-jacente) présentent donc une teneur en plomb qui conduit à qualifier une partie d'entre eux d'anomalies naturelles modérées (60 à 90 mg/kg) au sens de la classification proposée par l'Inra.

Ces sources d'informations sont complémentaires, et c'est bien leur prise en compte globale et l'analyse critique de ces données et de leurs conditions d'acquisition qui doit être recherchée pour en retenir les plus pertinentes dans un contexte donné.

Teneurs en plomb dans les sols anthropisés

Plusieurs actions en cours aux niveaux national et local devraient permettre d'établir des référentiels de bruit de fond dans les sols urbains, référentiels qui viendront compléter ceux déjà disponibles pour les sols naturels. Ces référentiels urbains sont nécessaires à une démarche de gestion proportionnée des sols pollués conforme aux textes du 8 février 2007.

Différents types d'initiatives peuvent être évoqués :

- Au niveau national, le BRGM construit une base de données intitulée « Fond Géochimique Urbain » (FGU) en parallèle de l'action nationale de diagnostic des établissements accueillant des enfants et des adolescents. Les teneurs en plomb dans les sols collectées concernent les villes de plus de 5 000 habitants et résultent de l'analyse d'échantillons composites de sols de surface prélevés entre 0 et 5 cm de profondeur dans les pelouses ou les zones enherbées des parcs, lieux de loisirs et jardins. Sont systématiquement exclus les échantillons issus de zones manifestement sous influence d'une pollution « aiguë » (industrie, route à fort trafic, zones de dépôts, etc.), ou dont l'observation macroscopique fait apparaître la présence de déchets (scories mâchefers, etc.) ou des traces évidentes de pollution (hydrocarbures, huile, etc.). Cette collecte est toujours en cours au début 2014. Toutefois, les données disponibles en date du 09/01/2013 (219 premiers échantillons) permettent d'apprécier les ordres de grandeurs des teneurs en plomb dans les sols urbains. Ces résultats révèlent des teneurs en plomb variant de 8,7 à 3 400 mg/kg, avec une médiane de 50 mg/kg, un 75^e percentile de 80 mg/kg, un 90^e percentile de 167,7 mg/kg et un 95^e percentile de 247,7 mg/kg. Ces premiers résultats sont toutefois très provisoires, la valeur des indicateurs étant susceptible d'évoluer avec l'augmentation de la taille de l'échantillon de données, d'autant que la collecte n'est pas encore engagée dans toutes les régions.
- Certaines villes ou agglomérations ont commencé à se doter de référentiels de bruit de fond dans les sols (Lyon, Strasbourg, Toulouse et Nantes). A titre d'exemple, en ce qui concerne la communauté urbaine de Strasbourg, le prélèvement d'échantillons composites de sols entre 0 et 25 cm de profondeur dans des jardins familiaux et des parcs d'agrément révèle une distribution des teneurs en plomb sensiblement différente des données nationales collectées à ce jour par le BRGM avec des teneurs globalement supérieures : médiane de 102 mg/kg, moyenne de 125 mg/kg, 75^e percentile de 168 mg/kg et maximum de 405 mg/kg.

En milieu urbain, une teneur en plomb plus élevée dans les sols peut notamment être liée à des apports de remblais plus riches en plomb ou à des retombées atmosphériques, en relation avec l'utilisation de carburants additivés au plomb ou avec certaines activités industrielles. A titre d'illustration, un retour d'expérience de la DGPR sur les études d'impact montre que l'utilisation du plomb organique dans les carburants automobile a engendré une pollution en plomb des sols à proximité des voies de circulation, cette pollution étant généralement plus importante et plus étendue dans la zone des vents dominants. Des concentrations de 150 à 200 mg/kg sont fréquemment observées ; elles peuvent dépasser 250 mg/kg à proximité des voies à forte densité de circulation. De la même manière, la réutilisation des mâchefers dans les matériaux de remblaiement des zones urbanisées peut conduire à retrouver des teneurs en plomb de l'ordre de 1000 mg/kg dans les sols.

Des sols fortement anthropisés, présentant des teneurs en plomb importantes, sont susceptibles d'être retrouvés dans les zones de production de métaux non ferreux (extraction minière, traitement des minerais, fusion pour extraire les métaux), d'activités industrielles qui font appel au plomb dans leurs procédés (cristalleries, production de céramique, fabrication d'accumulateurs, synthèse d'additifs de carburant plombés) et, à l'aval de la chaîne économique, au niveau d'activités telles que le recyclage des batteries, le stockage de déchets, les zones d'épandage d'eaux usées ((37) ; audition du 14 février 2013 de l'Ineris par le HCSP)). Selon l'Ineris, qui s'appuie sur un retour d'expérience établi à partir

d'études internes et externes à l'institut, des teneurs élevées en plomb dans les sols superficiels (plusieurs centaines de mg/kg à plusieurs g/kg) sont retrouvées au droit et au voisinage de certaines de ces activités.

Retour d'expérience sur la relation entre teneurs en plomb dans les sols et plombémies

L'analyse de cas d'études (10 sites pollués) a permis de confronter 1/ les résultats d'analyses de la teneur en plomb dans les milieux, 2/ les résultats d'évaluations quantitatives des risques et de prédictions de plombémies, et 3/ les résultats des mesures de la plombémie des populations concernées (annexe 4 : diaporama de l'audition de l'Ineris du 14 février 2013). Selon l'Ineris, il en ressort notamment que les mesures des plombémies ne confirment pas complètement les résultats des prédictions des plombémies sur la base des teneurs dans les sols. L'imprégnation de la population montre de grandes variations dont la seule connaissance de la qualité des sols et les modélisations ne permettent pas de rendre compte de manière satisfaisante. Il est difficile d'établir un lien direct entre les teneurs en plomb dans les sols et les plombémies sur la base de ces données. Cependant, ces observations sont souvent issues d'études externes à l'Ineris, et les données disponibles ne permettent pas de vérifier que les concentrations environnementales présentées ont bien été mesurées dans les milieux d'exposition pertinents pour les enfants diagnostiqués. De plus, l'apport alimentaire peut avoir été surestimé dans les prédictions de plombémies effectuées dans le cadre de ces études¹⁵. Cette surestimation peut être à l'origine de certains écarts constatés entre plombémies prédites et mesurées. Enfin, les comparaisons portent parfois sur les plombémies supérieures à 100 µg/L peu nombreuses, ce qui constitue une source d'incertitude supplémentaire.

La prise en compte de la bioaccessibilité permettrait d'obtenir une estimation plus réaliste de l'exposition au plomb. Les valeurs de bioaccessibilité du plomb par ingestion présentées dans le rapport InVS et Ineris (38) varient fortement en fonction de la matrice considérée, de l'historique de la contamination et du type de sol. En outre, ces valeurs peuvent varier largement pour un historique de contamination donné ; la fraction du plomb bioaccessible dans des déchets miniers peut par exemple varier de 15 et 80 % de la concentration totale. Les hypothèses de pénétration des poussières de plomb intégrées dans les modèles comportent aussi des facteurs d'incertitude importants.

3.3.3. L'atmosphère

Suite à l'élimination progressive, puis l'interdiction de l'essence au plomb dans l'Union européenne (UE) à compter du 1^{er} janvier 2000, les teneurs dans l'air en site urbain ont considérablement diminué. Ainsi, par exemple, les concentrations en Ile-de-France ont baissé de 97 % entre 1991 et 2005, année où la valeur moyenne annuelle sur le réseau était de 0,02 µg/m³, bien en deçà de la valeur limite de l'UE (0,5 µg/m³) et de la valeur cible de 0,25 µg/m³) (39).

Cela est confirmé par les données du bilan de la qualité de l'air en France en 2012 qui montre partout des valeurs inférieures à 0,03 µg/m³ en site urbain, les rares valeurs supérieures étant retrouvées au voisinage de sites d'émissions industrielles (40). Ces résultats sont en ligne avec la forte réduction des émissions nationales de plomb dans l'atmosphère, estimées par le Citepa de l'ordre de 240 tonnes en 2000 et de l'ordre de 80 tonnes en 2011 (41).

Ainsi, l'exposition par voie aérienne est devenue marginale en France, sauf autour de quelques installations industrielles, même si elle marque encore le territoire par le cumul au

¹⁵ Beaucoup de valeurs inférieures à la LQ sont remplacées par LQ/2 dans les anciennes EAT, ce qui a pour effet de surestimer l'apport alimentaire.

long cours des dépositions sur les sols des émissions liées au trafic automobile et aux rejets des cheminées industrielles.

3.3.4. Aliments et eaux embouteillées

3.3.4.1. Données de consommation alimentaire

Nourrissons et enfants en bas âge de moins de 36 mois

Les estimations présentées pour les enfants de moins de 36 mois se basent sur les données de consommation de l'enquête BEBE-SFAE (42). Cette enquête a été réalisée sur le terrain du 12 janvier au 10 mars 2005 par la TNS-SOFRES pour le compte du Syndicat français des aliments de l'enfance, membre de l'Alliance 7. Le recueil des données de consommation a été effectué au domicile de 713 enfants (âgés de 15 jours à 36 mois et 15 jours), selon la technique du carnet alimentaire sur trois jours consécutifs noté par les personnes prenant soin des enfants. Ont été inclus dans cette enquête, des nourrissons ou jeunes enfants non allaités au sein, la quantité de lait consommée par un bébé allaité au sein étant difficile à évaluer. Les consommations alimentaires et les apports ont été calculés pour 511 enfants âgés de 6 mois à 3 ans.

Enfants de 3 à 6 ans

Les données de consommation utilisées pour les enfants de 3 à 6 ans sont issues de l'enquête individuelle et nationale de consommation alimentaire (Inca2) réalisée en 2005-2007 (43). Au total, plus de 4 079 personnes ont été enquêtées, réparties sur 4 vagues de décembre 2005 à avril 2007, dont 1 455 enfants de 3 à 17 ans et 2 624 adultes de 18 ans et plus. Le recueil des consommations s'est appuyé sur des carnets de 7 jours, ainsi que sur un manuel de photographies pour les tailles de portions permettant de distinguer 1 342 aliments différents. Les consommations alimentaires et les apports ont été calculés uniquement pour les individus normo-évaluants¹⁶ de 3 à 6 ans, soit 242 enfants.

3.3.4.2. Données de contamination dans les aliments et les eaux embouteillées

Aliments analysés dans le cadre de l'EAT2

Les données concernant l'alimentation courante, hors eau du robinet, proviennent de la 2^e étude de l'alimentation totale (EAT2) (44). Cette étude s'appuie sur les données de consommations alimentaires de l'étude Inca2. Un échantillonnage alimentaire a été réalisé au début de l'EAT2, à partir des données de l'étude Inca2 (45). Deux critères principaux ont été considérés : (i) les aliments les plus consommés et (ii) des aliments peu consommés mais susceptibles d'être fortement contaminés. En tout, 212 types d'aliments différents ont ainsi été sélectionnés, couvrant environ 90 % de la consommation alimentaire des adultes et des enfants (45). La constitution des échantillons ainsi que la méthode d'analyse sont détaillées en annexe 5.

La limite de quantification (LOQ) pour le plomb a été définie à 0,005 mg.kg⁻¹.

Résultats

Le tableau 5 indique les concentrations moyennes de plomb mesurées dans les principaux aliments, dans le cadre de l'étude EAT2.

¹⁶ Individus de la population n'incluant pas les sous-déclarants (personnes ayant pour des raisons volontaires ou involontaires sous-estimé leurs apports caloriques).

Tableau 5. Teneurs moyennes en plomb des aliments issus de l'EAT2 (moyennes arithmétiques en mg/kg poids frais)

Catégories alimentaires	Pb (mg/Kg)
Pain et panification sèche	0.017
Céréales pour petit déjeuner	0.005
Pâtes	0.002
Riz et blé dur ou concassé	0.002
Viennoiserie	0.011
Biscuits sucrés ou salés et barres	0.010
Pâtisseries et gâteaux	0.009
Lait	0.006
Ultra-frais laitier	0.006
Fromages	0.008
Oeufs et dérivés	0.004
Beurre	0.009
Huile	0.003
Margarine	0.009
Viande	0.008
Volaille et gibier	0.004
Abats	0.020
Charcuterie	0.014
Poissons	0.004
Crustacés et mollusques	0.113
Légumes (hors pomme de terre)	0.008
Pommes de terre et apparentés	0.005
Légumes secs	0.013
Fruits	0.005
Fruits secs et graines oléagineuses	0.017
Glaces et desserts glacés	0.009
Chocolat	0.023
Sucres et dérivés	0.008
Boissons fraîches sans alcool	0.006
Boissons alcoolisées	0.009
Café	0.003
Autres boissons chaudes	0.007
Pizzas, quiches et pâtisseries salées	0.007
Sandwiches, casse-croûte	0.007
Soupes et bouillons	0.005
Plats composés	0.008
Entremets, crèmes desserts et laits gélifiés	0.006
Compotes et fruits cuits	0.012
Condiments et sauces	0.013
Aliments destinés à une alimentaire particulière	0.020

Aliments analysés dans le cadre de l'EATi

En 2010, une Etude de l'Alimentation Totale infantile (EATi) a été lancée par l'Anses afin d'évaluer l'exposition alimentaire des enfants de moins de 3 ans à différentes substances d'intérêt en termes de santé publique dont le plomb.

Afin d'obtenir des données sur la contamination des aliments consommés par cette tranche d'âge, un échantillonnage alimentaire a été réalisé à partir de l'étude de consommation « BEBE-SFAE » 2005. Des critères similaires à ceux de l'EAT2 ont été utilisés pour sélectionner les aliments à échantillonner : (i) aliments les plus consommés et (ii) aliments peu consommés mais susceptibles d'être fortement contaminés. Cependant, des seuils de sélection différents ont été considérés pour les aliments spécifiquement destinés aux enfants de moins de 3 ans (appelés dans le cadre de cette enquête « aliments infantiles ») et pour les aliments non spécifiques et consommés aussi par les enfants plus âgés et/ou les adultes (appelés « aliments courants »), pour lesquels des données étaient déjà disponibles via l'EAT2. Par ailleurs, pour les besoins de l'EAT et pour mieux cibler l'alimentation des différents groupes d'âge dans cette population, un découpage par tranches d'âges compatible avec les différents stades de l'alimentation des nourrissons a été effectué. Au total, 314 items alimentaires ont été ainsi identifiés, 219 items infantiles et 95 non infantiles, permettant de couvrir plus de 90% de la diète de la population considérée.

La limite de quantification pour le plomb a été définie entre 0,0006 et 0,0009 mg.kg⁻¹.

Les résultats des analyses sont en cours d'évaluation par différents comités d'experts de l'Anses. Les données de contamination et les méthodes analytiques utilisées pour la mesure du plomb dans les échantillons de l'EATi seront notamment expertisés dans le cadre du GT « Méthodes Analytiques dans l'Alimentation » de l'Anses.

La constitution des échantillons ainsi que la méthode d'analyse sont détaillées en annexe 5.

Eaux embouteillées

L'ensemble des eaux minérales naturelles conditionnées françaises ainsi que quelques eaux conditionnées étrangères importées ont été analysées en 2008 par le Laboratoire d'hydrologie de Nancy (LHN).

Les eaux minérales naturelles embouteillées ont été prélevées telles qu'elles sont fournies à la consommation avec l'aide des directions départementales des affaires sanitaires et sociales qui ont coordonné avec les industriels, le prélèvement à l'usine et l'envoi des échantillons. Un certain nombre d'eaux ont été prélevées directement dans la grande distribution par le Laboratoire d'études et de recherches en hydrologie (LERH) en s'assurant de l'homogénéité des lots.

L'échantillonnage s'est déroulé au cours de l'année 2008.

La méthode d'analyse est détaillée en annexe 5.

Résultats

Sur les 74 échantillons analysés, un seul échantillon d'eau minérale était quantifié à 1µg/L.

Les résultats des calculs visant à estimer la contribution de l'alimentation à l'exposition totale des enfants sont présentés plus loin dans la section 4.3.3.

3.3.4.3. Données de contamination des sols et des productions végétales sur le secteur de METALEUROP

Les données de contamination des sols et de transferts de polluants vers les plantes présentées ici sont issues des études réalisées dans les sols et les productions végétales dans la zone autour de l'ancienne fonderie de plomb Metaleurop Nord, fermée depuis 2003.

En 2010, des campagnes de mesures des teneurs en plomb et en cadmium ont été réalisées pour le compte de l'Ademe par le groupe ISA, Equipe Sols et environnement du Laboratoire génie civil et géoEnvironnement (46,47).

Le rapport de cette étude fait état des concentrations en plomb et cadmium des sols et dans les productions végétales cultivées aux alentours de l'ancienne fonderie.

Concernant la contamination des sols, les données obtenues, comparées aux résultats des études précédentes, ne semblent pas montrer une évolution de la contamination des sols depuis l'arrêt de l'activité de l'ancienne fonderie et confirment que le fort degré de contamination des sols aux alentours de l'ancienne fonderie constitue toujours, sept ans après sa fermeture, un danger pour l'environnement et la santé des populations.

Douay et al (47) ont mesuré, dans les potagers (34 échantillons), une moyenne de 526 +/- 17 mg/kg de plomb dans la couche organo-minérale des sols analysés (médiane : 464 mg/kg), avec des variabilités intra- et inter-parcellaires importantes. Ces concentrations sont bien plus importantes que celles retrouvées dans les sols agricoles (moyenne de 277 +/- 110 mg/kg ; médiane de 254 mg/kg ; n = 57).

Les études de transfert vers les plantes ont concerné les productions agricoles ainsi que les potagers (sols urbains) et ce avec les mêmes protocoles d'analyse des végétaux. Les transferts de polluants varient selon les espèces de légumes considérés mais aussi selon les variétés.

Les productions végétales agricoles analysées correspondent aux cultures présentes sur le secteur étudié : escourgeon, blé, maïs, féveroles, betterave sucrière, foin, petit pois frais et endive de pleine terre. Lors de l'échantillonnage des végétaux et des sols, toutes les précautions ont été prises pour éviter les risques de contamination croisée entre les échantillons. Le plomb a été mesuré à des concentrations supérieures aux valeurs réglementaires en vigueur essentiellement dans la betterave sucrière (0,28 +/- 0,16 mg.kg⁻¹ de poids frais). Les concentrations totales en Pb dans les sols sur lesquels ont poussé les 11 échantillons de betteraves sucrières sont comprises entre 148 et 355 mg/kg, à l'exception d'un échantillon obtenu sur un sol présentant une concentration de 828 mg/kg.

Concernant les productions potagères, le choix des légumes a tenu compte des habitudes alimentaires et de la nature des légumes autoproduits. Les sept légumes choisis dans cette étude sont en effet parmi les plus fréquents dans les potagers du secteur et les plus consommés : deux légumes-fruits (tomate, haricot vert), un légume-feuille (laitue), un légume-tubercule (pomme de terre), deux légumes-racines (radis, carotte) et un légume-tige (poireau).

Les échantillons de végétaux ont été préparés de façon à ce que seules les parties habituellement consommées soient analysées. La préparation des légumes a mimé les pratiques d'un consommateur minutieux. Tous les échantillons ont été lavés à l'eau du robinet et pelés si nécessaire en utilisant le matériel communément utilisé.

Sur les 35 potagers sélectionnés (208 échantillons au total), les contaminations en plomb dans les sols varient de 148 à 2 145 mg/kg (contaminations plus importantes que dans les sols agricoles du secteur). Sur les sept légumes analysés en potager, le plomb est retrouvé à des concentrations supérieures aux valeurs réglementaires en vigueur notamment dans la laitue, les radis, les carottes et les poireaux, contrairement aux haricots verts.

Quand les mesures réalisées lors de la période d'activité de l'usine sont comparées aux mesures réalisées après fermeture de l'usine, il est constaté que, si les concentrations de plomb dans les végétaux agricoles diminuent, elles stagnent dans les sols et dans les productions potagères.

La consommation régulière de ces légumes par les jardiniers et leur famille pourrait constituer une voie d'imprégnation non négligeable. Pelfrene *et al.* (48) rapportent les estimations suivantes concernant les apports journaliers en plomb à partir de la

consommation de légumes cultivés sur des sols fortement contaminés : 0,02 à 4,07 µg/jour chez les adultes et 0,01 à 2,4 µg/jour chez les enfants. Les carottes et les pommes de terre sont les aliments contribuant le plus à l'apport journalier de plomb chez les adultes (respectivement 36 % et 30 % des apports journaliers en plomb) et chez les enfants (dans les deux cas, 34 % des apports journaliers totaux en plomb). En regard, l'ingestion de poussières du sol contribuerait à un apport de 1,7 à 12,78 µg/kg/jour chez l'enfant.

Aussi, bien que les niveaux de contamination des légumes en plomb soient assez importants pour ne pas être conformes aux valeurs limites du métal dans les aliments, Pelfrene *et al.* (48) concluent que le risque sanitaire pour les enfants, qui peut être relativement élevé, est plus le fait de l'ingestion de poussières des sols que de la consommation d'aliments contaminés cultivés sur ces sols. Les raisons avancées sont la faible phytodisponibilité du plomb, c'est-à-dire un faible transfert du plomb des sols aux parties comestibles des légumes, et le mode préparation des légumes avant consommation, le lavage ou l'épluchage des légumes permettant de réduire la quantité de plomb qui tend à se fixer principalement sur la cuticule des légumes.

3.3.5. Les autres facteurs de risque : plats à tajine, khôl...

Les facteurs de risque d'exposition au plomb, codables dans la *Fiche de surveillance des plombémies et de déclaration obligatoire du saturnisme chez l'enfant mineur* (voir Annexe 2), sont les suivants : habitat ou lieu de garde antérieur à 1949, habitat ou lieu de garde dégradé, présence de plomb dans l'habitat, travaux récents dans l'habitat, autres enfants intoxiqués dans l'entourage, profession des parents à risque, loisirs à risque de l'enfant ou des parents (poterie, émaux, tir sportif, chasse, pêche à la ligne...), comportement de pica, risque hydrique, pollution industrielle et un item « autres facteurs de risque » qui permet de préciser la source possiblement impliquée.

Dans le SNSPE, les facteurs de risques les plus souvent retrouvés chez les enfants dont la plombémie est au moins égale à 100 µg/L sont relatifs au logement, mais il s'agit là des facteurs qui sont le plus souvent à l'origine de la prescription. Ceux qui ont la plus forte valeur prédictive positive sont les loisirs à risque d'exposition au plomb, les expositions professionnelles des parents, la présence d'autres enfants intoxiqués dans l'entourage, un comportement de pica et une pollution industrielle (16,20,21). Dans l'enquête *Plomb-Habitat*, le pourcentage d'enfants exposés à des cosmétiques importés du pays d'origine (Khôl) était de 4 % ; il était de 13 % pour les vaisselles artisanales (36). Dans cette même étude, la plombémie moyenne était associée à l'utilisation par les parents de céramiques relarguant du plomb (concentration > LOQ), avec une augmentation de 54 % de la plombémie et à l'utilisation de cosmétiques contenant du plomb par la mère, avec une augmentation de 44 % de la plombémie (36).

Dans la catégorie « autre facteur de risque » du SNSPE, le motif de prélèvement le plus fréquemment indiqué est un *primo-dépistage dans le cadre d'une adoption internationale*. Ce motif de prélèvement est l'une des recommandations du guide de la direction générale de la santé (DGS) sur le dépistage et la prise en charge de l'intoxication par le plomb de l'enfant et de la femme enceinte (17). Ce motif de prescription a été rapidement croissant, à partir de la recommandation de la DGS, pour atteindre un pic (606 prélèvements) en 2010, au décours du séisme survenu en janvier de cette année-là, à Haïti. Les enfants qui ont été prélevés dans ce cadre étaient principalement originaires d'Haïti, d'Ethiopie, de Russie, de Colombie et du Vietnam. Onze pour cent (11 %) d'entre eux avaient une plombémie au moins égale à 100 µg/L (au lieu de 3,4 % pour l'ensemble des enfants qui ont bénéficié d'un primo-dépistage pendant la même période), ce qui confirme la pertinence de cette indication d'un primo-dépistage de l'intoxication saturnine (21,49). De même, pendant la période 2008-2011, la médiane, le 95^e et le 99^e percentiles de la distribution de la plombémie de primo-dépistage étaient de, respectivement, 13, 80 et 186 µg/L, pour l'ensemble des données disponibles

dans le SNSPE ; ils étaient de, respectivement, 18, 135 et 237 µg/L chez les enfants prélevés dans le cadre de la procédure d'adoption (21).

Les autres facteurs de risques d'exposition au plomb identifiés dans le SNSPE (50) et/ou rapportés dans la littérature et responsables d'élévations de la plombémie et d'intoxications saturnines d'enfants sont les suivants :

- *exposition professionnelle du mineur* lui-même. L'exposition professionnelle au plomb est réglementairement interdite aux mineurs de moins 18 ans, à l'exception des cas où elle est nécessaire à son apprentissage, après avis du médecin du travail et avec la surveillance réglementairement requise. En conséquence, les enfants mineurs concernés sont tous âgés de 14 à 17 ans, leur plombémie est généralement inférieure à 100 µg/L et les quelques cas de dépassement de ce seuil sont de faible amplitude ;
- *utilisation de cosmétiques traditionnels* contenant du plomb, pour le maquillage de l'enfant lui-même ou pour celui de membres de son entourage. Ces cosmétiques contiennent du sulfure de plomb qui est un dérivé inorganique insoluble du plomb, mal absorbé dans le tube digestif. Cependant, d'assez nombreuses publications rapportent des cas d'élévation de la plombémie, voire d'intoxication sévère, chez des adultes utilisateurs (51), mais aussi chez de jeunes enfants (52–54) et dans les pays où ces cosmétiques sont largement employés, ils sont un facteur de risque classique d'élévation de la plombémie (55) ;
- *utilisation de vaisselle artisanale*. La couverte, qui donne son aspect vernissé aux céramiques, après cuisson, est un mélange de silicates et d'oxydes de plomb. La cuisson prolongée à haute température vitrifie le mélange et le plomb contenu par les objets en céramique n'est pas libéré lors de leur utilisation, quand la cuisson a été bien conduite (ce qui est très généralement le cas, pour les vaisselles produites industriellement). En revanche, les conditions de cuisson des vaisselles artisanales sont assez fréquemment mal contrôlées et ces pièces peuvent libérer du plomb, parfois en grande quantité, surtout quand elles sont mises en contact avec des aliments ou des boissons acides. Elles peuvent ainsi être à l'origine d'élévations de la plombémie, voire d'intoxications sévères : un petit nombre des cas connus du SNSPE est imputable à ce type de source (50,54) et d'assez nombreuses publications rapportent des cas sporadiques d'intoxication saturnine de cette origine, chez des enfants et des adultes (56–59) ;
- *utilisation d'ustensiles de cuisine en alliage plomb-étain* ou réparés avec une soudure plomb-étain ; c'est une source d'exposition assez rarement en cause, mais possiblement à l'origine d'intoxications graves (60–62) ;
- *conservation de boissons dans des récipients en cristal* ou utilisation habituelle de verres en cristal (63–65) ;
- *ingestion ou succion d'un objet en plomb*. Les objets impliqués sont très divers. Les plus fréquemment en cause sont les plombs de pêche (50,66–69) et les projectiles d'armes à feu ingérés tels quels (70–75) ou dans du gibier (76,77) mais des cas sont rapportés avec des bijoux fantaisie ou traditionnels, des accessoires vestimentaires, des lests de rideaux (50,72,78–80) ;
- *utilisation de remèdes traditionnels*. En France, c'est une cause rare d'exposition au plomb des enfants (81), mais de nombreux cas d'intoxication d'enfants (et d'adultes), imputables à ce type de source sont rapportés dans toutes les parties du monde ; les médecines traditionnelles les plus souvent impliquées sont la médecine ayurvédique, diverses médecines d'Asie du sud-est (chinoise, thaï, vietnamienne), de la péninsule arabe et en Amérique, la médecine traditionnelle mexicaine (72,82–88) ;
- *projectiles intra-corporels provenant d'armes à feu*. Ils ne sont généralement responsables que d'élévations modérées de la plombémie, mais ils peuvent aussi être à l'origine d'intoxications très sévères lorsqu'ils se trouvent au contact avec un

liquide corporel : liquide articulaire, pseudo-kyste, liquide céphalo-rachidien... (89–92) ;

- *craies de billard* (93) ...

Le *tabagisme passif* n'est pas une cause d'intoxication saturnine chez l'enfant, mais c'est l'un des déterminants importants de la plombémie des enfants de la population générale (35,94). Dans l'étude *Saturn-Inf*, une élévation de la plombémie des enfants était observée lorsque les parents fumaient plus de deux heures par jour (7 % des effectifs de l'étude) et quand ils fumaient plus de 5 heures quotidiennement, la moyenne géométrique de la plombémie était augmentée de 34 % et son percentile 95 de 40 % (35,95).

3.3.6. Impact des différents facteurs de risque

S'agissant de la contribution des différentes sources d'exposition à l'exposition totale, trois approches peuvent être utilisées au vu des données disponibles en France :

- La comparaison des signatures isotopiques entre le sang et les sources (96).
- L'étude des corrélations entre plombémie et facteurs de risque, dont les sources environnementales.
- La simulation des expositions à partir des concentrations dans les milieux et aliments et les facteurs humains d'exposition.

La comparaison des signatures isotopiques entre le sang et les sources est utilisée avec succès pour les expositions les plus fortes afin de repérer la source. Lors du projet Plomb-Habitat (25), 125 enfants (en représentant 600 000 au vu du plan de sondage) avec une plombémie >25 µg/L ont fait l'objet d'une comparaison isotopique (97). Une source unique de surexposition a été suspectée pour 32 % d'entre eux, laissant supposer pour les autres soit une exposition multi-source, soit une insuffisante « distance isotopique » entre les sources. Lorsqu'une source unique de surexposition était suspectée, le pourcentage d'enfants (en population) correspondant était 7 % (IC95% = 0-14) pour les peintures, 37 % (IC95% = 11-64) pour les poussières, 5 % (IC95% = 0-11) pour l'eau, 49 % (IC95% = 22-77) pour les sols et 1 % (IC95% = 0-3) pour les sources inhabituelles (plats, cosmétiques). L'alimentation ne faisait pas partie des sources d'exposition investiguées dans ce cadre.

Les modèles de régression. Plusieurs modélisations ont été effectuées dans le cadre des projets Saturn-Inf et Plomb-Habitat. L'échantillonnage et sa prise en compte dans les modèles permettent de fournir des estimations pour les enfants de 6 mois à 6 ans vivant en France métropolitaine en 2008-2009.

Un objectif du projet Plomb-Habitat était d'établir un modèle prédictif des plombémies en fonction, exclusivement, des concentrations de plomb dans l'eau, les poussières domestiques déposées et les aires de jeu extérieures. Les teneurs en plomb dans l'eau, les poussières domestiques déposées et les aires de jeu extérieures étaient, après ajustement, associées à une augmentation de la plombémie des enfants de 6 mois à 6 ans résidant en France métropolitaine (33). Les poussières domestiques déposées au sol étaient, dans ce modèle sur la moyenne (14 µg/L), les plus contributrices à la plombémie. En effet, la plombémie augmentait de 65 %, 13 %, 25 %, et 5 % lorsque les teneurs en plomb dans les poussières, sols de jeu extérieurs, poussières sur aires de jeu extérieures et eau augmentaient de leur 25^e centile à leur 95^e centile, respectivement. L'alimentation ne faisait pas partie des sources d'exposition investiguées dans ce cadre. Cette importante contribution de la poussière intérieure a également été récemment observée en Amérique du Nord (98,99) pour des niveaux d'exposition similaires.

Pour la contribution des différents facteurs de risque, des modèles de régression incorporant plus de variables ont aussi été construits dans le cadre de Saturn-Inf (utilisation de variables principalement déclaratives) et dans le cadre de Plomb-habitat (utilisation de mesures de

plomb dans le logement). Dans ces deux études, l'alimentation ne faisait pas partie des sources d'exposition investiguées.

Dans le cadre de Saturn-Inf (enquête d'imprégnation avec questionnaire), Etchevers *et al.* (35) ont montré que, après ajustement, les facteurs environnementaux associés à une augmentation de la plombémie moyenne étaient la consommation d'eau du robinet dans les maisons avec conduite de branchement en plomb (+ 51 %), les peintures dégradées (+27 %) ou les travaux récents (+17 %) en habitat pré 1949, le comportement main-bouche (+14 %), le tabagisme passif (34 % pour exposition supérieure à 5h/jour) et le fait d'être né d'une mère originaire d'un pays où le plomb est souvent utilisé (+12 %) (tableau 6). Ces facteurs (sauf peintures dégradées en habitat pré 1949) sont associés à la fois à la moyenne et au 95^e centile des plombémies, avec des augmentations de risque plus importantes au 95^e centile, mais avec des intervalles de confiance plus larges.

Tableau 6. Facteurs de risque associés aux plombémies des enfants de 6 mois à 6 ans en France en 2008-2009, Etude Saturn-Inf

		Prévalence d'exposition	Augmentation de la moyenne géométrique de la plombémie ^a			Augmentation du percentile 95 de la plombémie ^a		
		%	%	IC95%	%	IC95%		
Sexe								
Filles		47,3	Référence					
Garçons		52,7	4,6	-1,6	11,2	6,1	-9,4	24,3
Comportement de l'enfant vis-à-vis des peintures (gratte, porte à la bouche)								
Non		93,0	Référence					
Oui		4,9	14,5	3,1	27,2	21,2	-5,6	55,7
Nombre d'enfants dans la famille								
2 versus 1			1,8	-0,6	4,2	8,6	-0,7	18,8
Mère née dans un pays à fort usage de plomb^b								
Non		93,3	Référence					
Oui		6,7	12,3	-2,1	28,8	31,4	1,1	70,7
Profession à risque des parents								
Non		88,6	Référence					
Oui		0,2	23,2	-46,0	180,8	-	-	-
Possible		11,2	5,0	-6,1	17,3	-	-	-
Parents fument dans le logement								
Non		80,9	Référence					
< 1h/jour		6,4	4,5	-5,0	14,9	23,3	-9,9	68,5
1-2 h/jour		6,0	0,6	-9,5	11,8	-1,3	-18,1	18,8
2-5h/jour		4,2	12,4	1,4	24,7	9,3	-15,0	40,4
>5h/jour		2,5	34,0	18,3	51,7	40,0	-11,2	120,8
Branchement en plomb Eau consommée								
Non			Référence					
Bouteille		22,0						
Eau du robinet		10,5	11,9	3,7	20,8	14,9	-12,0	50,0
Les 2		11,8	20,8	9,8	32,9	25,5	1,5	55,4
Oui								
Bouteille		1,8	17,4	-6,8	47,9	68,3	-7,4	205,9
Eau du robinet		1,1	51,5	4,0	120,6	259,5	-25,9	1644,2
Les 2		1,0	65,7	34,4	104,3	96,5	-35,8	501,2
Date de construction du logement Peintures écaillées dans le logement								
Après 1949			Référence					
Non		60,8						
Oui		8,2	2,6	-5,9	12,0	7,4	-13,5	33,2
Avant 1949								
Non		19,0	14,4	4,1	25,7	12,9	-11,3	43,7
Oui		5,6	26,6	13,8	40,8	19,5	-16,2	70,3
Date de construction du logement Travaux de rénovation dans le logement								
Après 1949			Référence					
Non		50,8						
Oui		18,4	-0,7	-6,4	5,4	-0,4	-16,2	18,5
Avant 1949								
Non		15,8	14,4	4,1	25,7	12,9	-11,3	43,7
Oui		8,5	17,2	9,5	25,4	19,7	-16,8	72,3
Date de construction du logement Etat des peintures dans les parties communes								
Après 1949			Référence					
Pas de parties communes		44,8						
Bon état		18,6	6,2	-2,0	15,0	-4,3	-20,1	14,7
Peintures écaillées		5,7	-1,9	-12,3	9,7	-1,7	-28,1	34,4
Avant 1949								
Pas de parties communes		18,8	14,4	4,1	25,7	12,9	-11,3	43,7
Bon état		3,3	16,0	-5,1	41,7	-0,7	-45,1	79,6
Peintures écaillées		2,3	14,2	-12,7	49,5	3,6	-40,9	81,5

^a Résultats ajustés sur l'âge et le taux d'occupation

^b Algérie, Maroc, Libye, Mauritanie, Tunisie, Egypte, Soudan, Niger, Tchad, Chine, Arabie Saoudite, Koweït, Iran, Israël, Afghanistan, Liban, Turquie, Syrie, Jordanie, Iraq, Oman, Bahrein, Yémen, Emirats Arabes Unis, Inde, Bengladesh, Sri Lanka, Pakistan, Mexique

Items "Ne sait pas" ne sont pas inclus dans le tableau

Un modèle explicatif de la plombémie a également été construit dans le cadre de Plomb-Habitat. La plombémie moyenne était associée aux teneurs en plomb dans les poussières, l'eau chez les enfants en consommant, les poussières des aires de jeu extérieures, et l'usage de vaisselle traditionnelle contenant du plomb. Une augmentation non significative de la plombémie moyenne était observée en cas d'exposition au plomb dans les poussières des parties communes et dans les sols des aires de jeu de l'enfant, ainsi qu'en cas d'utilisation de cosmétiques type khôl, surma et de tabagisme passif. Les facteurs contribuant le plus à augmenter la plombémie moyenne étaient les poussières du logement (+38 % pour une variation de 3 à 48 µg/m²), l'eau chez les consommateurs (+44 % pour une variation de 1 à 14 µg/L), les poussières extérieures de l'aire de jeu (+30 % pour une variation de 0 à 155 µg/m²), les céramiques (type tajine) (+54 %) et les cosmétiques traditionnels (+44 %). Seules les poussières (intérieures et parties communes) et l'eau (avec ou sans consommation) sont également associées à une augmentation du quantile 90 de la plombémie, avec des augmentations plus fortes qu'à la moyenne. Seules les poussières et l'eau étaient associées à une augmentation du quantile 90 de la plombémie, avec des augmentations plus fortes qu'à la moyenne. Ainsi l'augmentation de la concentration de plomb dans les poussières du percentile 25 au percentile 95, était associée à une augmentation du quantile 90 de la plombémie de 67 %. Pour l'eau, les augmentations étaient de 81 % au quantile 90 et 36 % à la moyenne lorsque la concentration de plomb dans l'eau passait du centile 25 au centile 99. Les cosmétiques et vaisselles n'ont pu être inclus dans cette analyse au quantile 90 en raison d'effectifs faibles (36).

La simulation des expositions permet d'incorporer à la fois les sources environnementales et l'alimentation, à partir des concentrations dans les aliments et l'environnement d'une part, et des consommations alimentaires et quantités de milieu inhalées et ingérées d'autre part. Les données sources utilisées pour ce travail étaient : l'étude EAT2 (44) et l'étude EATi (Anses, en cours), présentées dans les sections précédentes, Plomb-Habitat, et les données du Laboratoire national d'hydrologie de l'Anses pour les eaux embouteillées. Ces expositions agrégées ont été calculées selon deux méthodes, l'une menée par l'un des membres du GT, l'autre par l'Anses ((100), Glorennec 2013 en annexe 6). Ces deux calculs ont permis notamment de montrer les éléments suivants.

Quelle que soit la méthode retenue, la quantité de sol et de poussières ingérées s'est avérée être un paramètre particulièrement sensible pour cette simulation en particulier pour les percentiles d'exposition élevés.

En effet, pour la simulation effectuée selon la recommandation de l'US EPA (estimation centrale de 100 mg/j en tendance centrale ; Glorennec 2013, en annexe 6) (101), on constatait que pour les plus jeunes enfants (6 mois-3 ans), les aliments, la poussière et l'ingestion de sol contribuaient à parts égales à la dose totale médiane, tandis que la poussière et le sol étaient les plus contributeurs pour les plus exposés (centile 90). Pour les enfants de 3-6 ans, l'ingestion d'aliments contribuait à la moitié de la dose totale médiane, tandis que la poussière et le sol expliquaient à l'autre moitié. La situation était différente pour les plus exposés (centile 90), le sol et en particulier l'ingestion de poussières devenant les principaux contributeurs à l'exposition.

La simulation effectuée par l'Anses (100) sur la base de la recommandation InVS-Ineris concernant les poussières ingérées (estimation médiane de 25 mg/j de poussières ingérées) (38), montrait la prépondérance de l'alimentation comme source d'exposition principale à tous les niveaux d'exposition - sauf pour 10 % des enfants de 6 mois-3 ans les plus exposés, pour lesquels le sol apparaissait alors comme la voie la plus contributive à l'exposition totale, même si la part des sols, des poussières et de l'eau du robinet augmentait avec les niveaux d'exposition.

Au sujet de l'apport alimentaire, l'étude l'EATi permettra d'estimer quels aliments contribuent le plus à l'exposition totale au plomb des plus jeunes enfants. Les résultats de cette étude sont en cours d'acquisition et de validation par les collectifs d'experts de l'Anses et seront

communicables dès leur publication prévue au premier trimestre 2015 (Anses, en cours en 2014). Toutefois, l'Anses, à la demande de la DGS, a utilisé ces données provisoires de l'EATi et calculé l'exposition agrégée au plomb pour cette population, en soutien aux présents travaux du HCSP (100). Un travail antérieur avait été réalisé sur cette même population et avait montré que les principaux contributeurs étaient les soupes (13.6 %), les légumes hors pomme de terre (12.2 %), les fruits cuits (12.1 %) et le lait (11.9 %) (102). Pour les enfants de 3 à 6 ans, l'apport total est dominé par le lait (14 %), les eaux (10 %), le pain et panification sèche (6 %) et les légumes hors pomme de terre (6 %) (44).

Au total, la quantification de la part de différentes sources reste délicate car elles ne sont jamais observées ensemble sur une même population et les modélisations restent sujettes à des incertitudes compte-tenu des données disponibles sur la distribution des différents paramètres pris en compte. Il ressort néanmoins des différentes approches que l'alimentation constitue une source d'exposition de base, qui est majoritaire pour les moins exposés des enfants. S'y ajoute une exposition par ingestion de sol et poussières dont la part augmente, voire devient majoritaire pour les plus exposés.

3.4. Mesure du plomb sanguin à des concentrations inférieures à 100 µg/L

L'étude Saturn-Inf a montré une forte baisse des plombémies infantiles en dix ans en France. La question de la sensibilité des méthodes d'analyse de la plombémie se pose donc dans un nouveau contexte.

Depuis près de dix ans, la Société française de toxicologie analytique (SFTA) s'est intéressée à ce problème(103,104). Le groupe de travail «Toxiques Industriels» de la SFTA a réalisé, en 2006, une étude multicentrique sur la variabilité du dosage de la plombémie pour des concentrations faibles proches de 100 µg/L (103). Cette étude a été conduite dans 12 laboratoires sur des pools préparés de façon à obtenir une valeur de plombémie dans les quatre fourchettes suivantes : <30 ; 31 à 70 ; 71 à 100 et 101 à 150 µg/L. Les échantillons ont été analysés par spectrométrie d'absorption atomique électrothermique (SAAE ; n = 12) ou par spectrométrie d'émission en plasma induit couplée à la spectrométrie de masse (ICP-MS - n = 40). Pour chacune des concentrations, les moyennes obtenues par les deux techniques ne différaient pas significativement mais les coefficients de variation étaient en général deux fois plus élevés en SAAE. Pour les quatre niveaux de concentration, les moyennes des plombémies mesurées par l'ensemble des méthodes étaient respectivement de 30,3 µg/L, 47,5 µg/L, 82,8 µg/L et 129,4 µg/L pour des coefficients de variabilité (CV) de 14,8 %, 12,1 %, 9,1 % et 7,5 %. Les moyennes des CV intra laboratoires pour les quatre niveaux étaient respectivement de 7,6 %, 6,5 %, 5,2 % et 4,9 %. Cette étude a permis de montrer les performances du dosage de la plombémie par deux techniques couramment utilisées dans les laboratoires : la SAAE et l'ICP-MS, pour des valeurs proches du seuil de décision de la déclaration obligatoire du saturnisme, les valeurs de dispersion des mesures étaient meilleures que celles qui servaient de référence en pratique clinique (103).

A la demande de l'InVS, une seconde étude multicentrique a été conduite par le groupe de travail « Risques Toxicologiques » de la SFTA afin de proposer une méthode consensuelle de détermination de la limite de quantification (LOQ) du plomb sanguin et de répondre au problème de rendu des résultats pour les concentrations les plus faibles (104). Cette étude a été réalisée dans 12 laboratoires sur un pool de sangs pour préparer quatre solutions sanguines de 50, 20, 10 et 5 µg/L. Ce pool et les trois solutions sanguines ont été analysés par l'ensemble des laboratoires par 12 méthodes de SAAE et par 4 méthodes d'ICP-MS. A l'époque, elle a permis en SAAE de définir une LOQ et donc une limite de rendu des résultats proche d'une valeur de 15 µg/L pour trois méthodes et proche d'une valeur de 10 µg/L pour 8 méthodes. En ICP-MS, les résultats ont montré une meilleure sensibilité de la

méthode pour le dosage du plomb sanguin avec une LOQ largement inférieure à 5 µg/L pour l'ensemble des laboratoires (104).

Un travail récent dresse le bilan de 15 années (1996-2011) d'évaluation externe de la qualité des analyses de plombémie, organisée par l'Agence nationale de sécurité du médicament et des produits de santé (105). Il est mentionné dans le résumé : "Le constat essentiel est la très nette amélioration de la performance des laboratoires associée à une diminution de la dispersion des résultats sur toute la gamme des plombémies testées (9 à 700 µg/L). Depuis 2006, on observe une augmentation de l'utilisation de la torche à plasma couplée à la spectrométrie de masse aux dépens de la spectrométrie d'absorption atomique électrothermique. Ces deux techniques analytiques, à expérience de métrologie identique, conduisent à des résultats non statistiquement différents sur la totalité des concentrations testées" (105). L'analyse des résultats nationaux en particulier pour les contrôles récents de la qualité de la plombémie entre 10 et 50 µg/L montre que tous les laboratoires qui réalisent ces analyses par soit par SAAE soit par ICP-MS ont un niveau de performance tout à fait compatible avec des mesures de bonne qualité dans cette plage de concentrations (figure 2 tirée de Pineau *et al*, 2014 (105)).

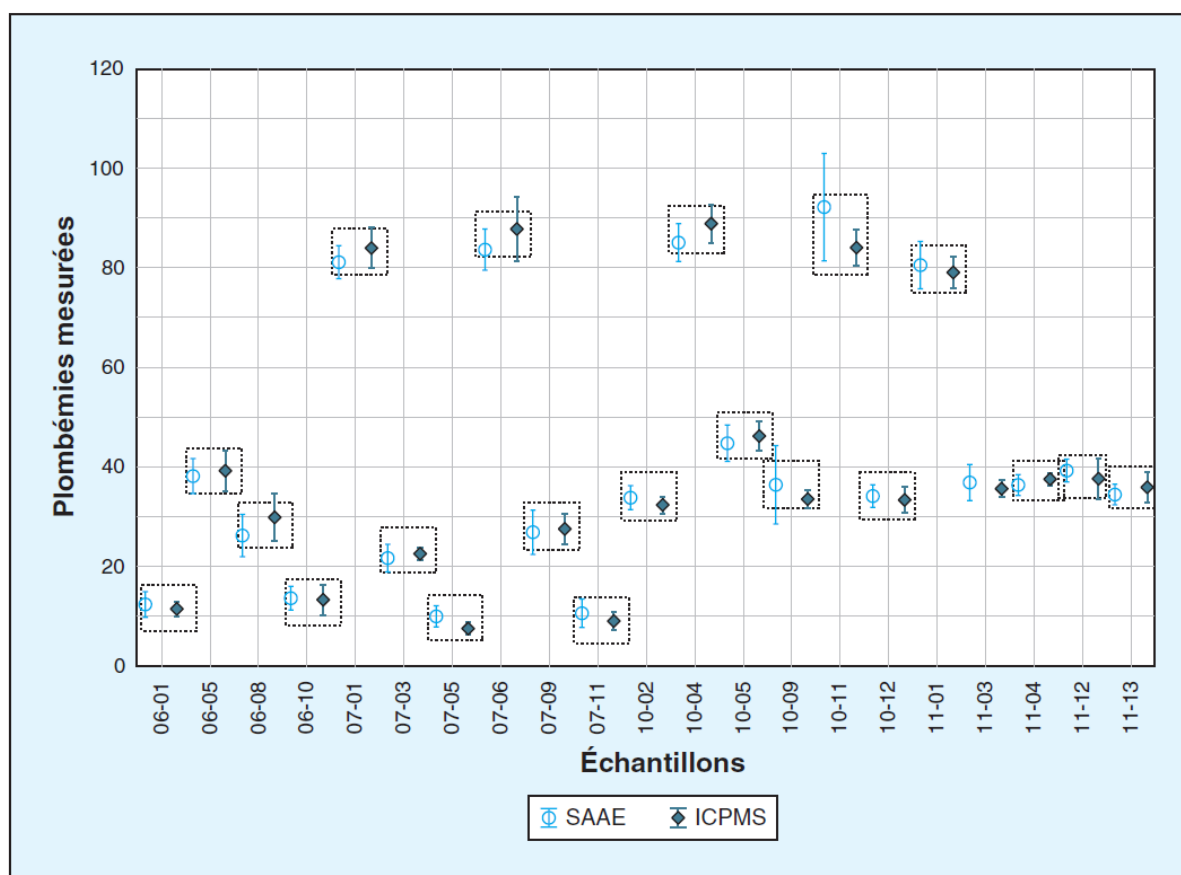


Figure 2. Comparaison des moyennes par méthode analytique pour les échantillons ≤ 100 µg/L de plombémie pour la période 2006 à 2011 (source : Pineau *et al.*, 2014. Ann Biol Clin. 2014, 72 : 49-56 (105)¹⁷).

¹⁷ Avec l'autorisation des Éditions John Libbey Eurotext de reproduire la figure.

3.5. Stratégies de dépistage

3.5.1. Les cibles à atteindre

La stratégie de dépistage préconisée concerne les enfants de moins de 6 ans et, en raison de la similitude des valeurs de plombémie de la femme enceinte et du bébé qu'elle porte, des femmes enceintes. L'extension de la population cible à l'ensemble des femmes en âge de procréer poserait d'insurmontables difficultés d'organisation ; en revanche, les actions de sensibilisation préalables au dépistage peuvent chercher à toucher les femmes souhaitant engager une grossesse.

Cela pose notamment la question des valeurs limites d'exposition applicables en contexte professionnel, pour lequel le HCSP a fait le choix de laisser ouvertes la possibilité d'un abaissement des valeurs actuelles et les dispositions de gestion du risque en découlant, l'Anses étant en train de finaliser une expertise portant spécifiquement sur le sujet (probable publication fin 2014).

3.5.2. Les effectifs d'enfants à différents niveaux de plombémie dans l'enquête Saturn-Inf

3.5.2.1. Les effectifs d'enfants de moins de 6 mois à 6 ans dépistés pour le saturnisme

L'enquête Saturn-Inf est une enquête en population générale, avec prise en compte du plan de sondage, permettant d'estimer au niveau national la prévalence d'enfants au-dessus de différents niveaux de plombémie. Le tableau 7 présente la distribution des plombémies chez les enfants de 6 mois à 6 ans résidant en France en 2008-2009.

Tableau 7. Distribution des plombémies des enfants de 6 mois à 6 ans, France 2008-2009.

	Moyenne géométrique		Percentiles							
		IC95%	50	IC95%	75	IC95%	90	IC95%	98	IC95%
Plombémie estimée	14.9	14.5 - 15.4	14.6	14.1-15.1	19.9	19.5-20.6	27.2	25.9-29.1	46.9	43.9-51.9
Nombre d'enfants avec plombémie ≥ percentile			2569544		1299360		512382		108748	

3.5.2.2. Les effectifs d'enfants de moins de 18 ans dépistés pour le saturnisme si le seuil d'intervention avait été plus bas que 100 µg/L

Le système national de surveillance des plombémies de l'enfant recense l'ensemble des mesures de plombémie réalisées lors d'un primo-dépistage ou d'un suivi. Le tableau 8 décrit les effectifs d'enfants dépistés en France sur la période 2008-2011, enregistrés par le SNSPE, selon différents niveaux de plombémie.

Tableau 8. Nombre d'enfants [0-17ans] dépassant un seuil fixé pendant l'année (à la 1^{ère} plombémie ou lors d'un suivi) selon l'année du prélèvement (hors adoptions internationales)

Année de prélèvement	Nb enfants avec, dans l'année, au moins une plombémie					
	≥ 15 µg/L	≥ 30 µg/L	≥ 40 µg/L	≥ 50 µg/L	≥ 70 µg/L	≥ 100 µg/L
2008	7 481	3 730	2 402	1 683	899	484
2009	6 417	3 100	2 022	1 408	770	359
2010	5 632	2 644	1 710	1 210	662	324
2011	4 530	2 044	1 362	967	584	354

Source : InVS, SNSPE

3.5.3. Une stratégie de repérage en deux étapes

L'état actuel des connaissances conduit à considérer que l'exposition de sujets vulnérables, singulièrement les jeunes enfants, entraîne un risque d'altération du développement neurologique, avec en particulier un impact possible sur les fonctions cognitives, sans seuil observé à ce jour puisque la BMD (BenchMark Dose) 1 % établi par l'Efsa est de 12 µg/L (correspondant à une perte d'un point de QI), soit légèrement en deçà de la médiane des plombémies mesurées dans l'enquête Saturn-Inf

L'abaissement des plombémies en-deçà de 12 µg/L est donc un objectif de santé publique à poursuivre à terme par une politique visant la protection de la santé et des capacités d'épanouissement de tous. Mais un tel objectif n'est atteignable que progressivement. Des étapes doivent être ménagées, qui mobilisent les différents acteurs compétents et permettent de vérifier les progrès accomplis vers l'objectif final. Faute de niveau sans risque, le HCSP propose une stratégie fondée sur une double exigence :

- Abaisser les expositions de toute la population afin de maximiser les gains sanitaires : il s'agit en pratique de faire baisser tous les niveaux d'expositions, y compris les plus faibles qui sont les plus fréquents et qui donc concourent le plus à l'impact sanitaire global en l'absence de seuil ;
- Abaisser les expositions des plus exposés afin de réduire l'incidence des complications les plus graves et ainsi les inégalités environnementales.

Le dépistage répond à cette deuxième exigence. Faute de pouvoir définir un seuil d'innocuité, le HCSP propose de changer de paradigme et, à l'instar des CDCP des Etats-Unis, de définir un niveau repère de la plombémie en terme de prévalence dans la population générale des enfants. Il s'agit ainsi de définir une proportion de la population cible devant bénéficier d'efforts particuliers de réduction des expositions. Si cette proportion est fixée, en revanche le niveau y correspondant devrait évoluer dans le temps compte tenu de la réduction espérée des plombémies.

3.5.3.1. Niveau d'intervention rapide

Ce premier niveau repère de plombémie correspond à la fraction de population pour laquelle une société avancée comme la France dégagerait les ressources nécessaires pour réduire les expositions, quelles qu'en soient les sources. Lorsqu'un enfant serait identifié avec une valeur de plombémie au moins égale à ce niveau d'intervention, des mesures rapides devraient être mise en œuvre pour soustraire l'enfant et sa famille à cette menace. Cette valeur définirait dorénavant le seuil d'intervention correspondant à la définition du saturnisme infantile.

Le HCSP préconise que ce niveau d'intervention corresponde au percentile 98 de la distribution des plombémies mesurées lors de l'enquête Saturn-Inf de l'InVS. Cela revient à

consacrer des efforts particuliers pour soustraire à un risque jugé inacceptable à 2 % de la population infantile.

Les données de l'enquête Saturn-Inf permettent de situer à 50 µg/L (en valeur arrondie) la valeur de la plombémie correspondant à ce percentile, en 2008-2009.

Sont alors à déployer les mêmes mesures de gestion que celles appliquées actuellement lorsque la plombémie trouvée se situe au-delà de 100 µg/L (voir section 4.2.2). Selon les cas, il s'agit de mesures à caractère environnemental et collectif (par exemple pour prévenir l'exposition à un sol pollué ou en cas de résidence dans un immeuble présentant des peintures au plomb dégradées, etc.) et/ou individuel (usage d'ustensiles de cuisine ou autres produits riches en plomb, conseils de nettoyage régulier des poussières du sol de maison etc.), avec le panel de mesures d'accompagnement social assurant l'effectivité de ces actions préventives. Il faut aussi repérer les autres enfants et les femmes enceintes exposées aux mêmes conditions ayant conduit à ces valeurs élevées de plombémie.

3.5.3.2. Niveau de vigilance

La valeur de plombémie de 50 µg/l est élevée par rapport à la BMDL1 % et une fraction importante de la population infantile aurait encore des niveaux de plomb dans le sang qui induisent plus d'un point de perte de QI. En complément, un second niveau est donc proposé. Au-delà, les pouvoirs publics, lorsqu'ils en seraient informés, mettraient en œuvre des dispositions actives de vigilance consistant en la réalisation de mesures de confirmation de la plombémie dans les 2-3 mois chez les enfants repérés avec des valeurs « élevées », en l'information sur les sources usuelles d'exposition au plomb et à la prodigation de conseils hygiéno-diététiques. En pratique, il s'agit de ne pas « classer sans suite » une plombémie qui, quoique inférieure à 50 µg/L, est néanmoins élevée, dans la mesure où elle est vraisemblablement due à une surexposition particulière. Cette plombémie peut être constatée dans le cadre d'examens demandés dans un contexte médical, médico-social ou à l'occasion d'actions de dépistage.

Le HCSP préconise que ce niveau témoignant vraisemblablement une source particulière corresponde au percentile 90 de la distribution des plombémies mesurées lors de l'enquête Saturn-Inf. Il s'agirait alors de la plombémie de 25 µg/l (en valeur arrondie à la moitié du seuil d'action rapide).

3.5.3.3. Actualisation des niveaux

Selon le raisonnement adopté, les niveaux de plombémies guidant l'action publique vont donc évoluer avec le temps, en raison même des actions engagées pour lutter contre le saturnisme. Le HCSP préconise que les valeurs numériques correspondant aux prévalences de 2 % (percentile 98) et 10 % (percentile 90) soient actualisées tous les 10 ans au moyen d'enquêtes nationales permettant de produire une distribution représentative des plombémies de l'enfant. Cela implique donc que la définition du « saturnisme infantile », vue sous l'angle de la valeur de la plombémie devant entraîner des actions de soustraction au risque, pourra changer chaque décennie. Des enquêtes nationales comme Elfe, Esteban ou d'autres à venir peuvent être utilisées à cette fin ou devront être menées à cet effet.

3.5.4. Détermination des concentrations de plomb dans les milieux devant conduire à un dépistage (niveaux déclenchant un dépistage)

Comme cela a été justifié plus haut (cf. section 4.5.3.1 et 4.5.3.2), le HCSP recommande de considérer comme devant faire l'objet de mesures particulières et urgentes les 2 % d'enfants les plus exposés, soit au-delà du percentile 98, correspondant en 2008-2009 à une plombémie de 50 µg/L. Compte tenu des effets sans seuil de toxicité connu et d'une distribution lognormale des expositions, le HCSP rappelle cependant que le gain sanitaire global maximal sera obtenu en baissant les expositions les plus fréquentes soit les plus

faibles. La baisse des expositions les plus fortes, quant à elle, vise à réduire le risque d'effets sanitaires plus importants.

L'exposition des populations dépend à la fois de la contamination des milieux, du contact des populations avec les milieux et de l'absorption par l'organisme. Vivre dans une zone où la contamination d'un milieu est plus élevée que d'ordinaire augmente donc le risque d'augmentation de la plombémie, celui du dépassement des seuils de référence et de la pertinence d'un dépistage du saturnisme infantile au sein des populations concernées. Ce constat, fait et mis en œuvre pour les sites industriels (106), avait conduit l'InVS à proposer une démarche visant à décider de la mise en œuvre, ou pas, d'un dépistage autour de ces sites après une estimation des expositions (107). La modélisation des expositions s'est en effet avérée pouvoir être une aide utile à la décision (108). Cette démarche peut être étendue dans son principe à toute zone où est suspectée la contamination d'un milieu d'exposition et notamment¹⁸ aux principes qui guident la sélection de la zone et de la population d'étude.

Une plombémie modélisée supérieure à 50 µg/L devrait conduire à un dépistage. En conséquence, une contamination des milieux en contact avec les enfants conduisant à un risque de plombémie supérieure à 50 µg/L devrait conduire à la réalisation d'un dépistage pour une éventuelle prise en charge individuelle.

Avec les paramètres environnementaux du tableau 9 et les paramètres par défaut du modèle IEUBK (109), la plombémie modélisée à partir des médianes des paramètres d'exposition est de 13,7 µg/L, proche de celle observée dans Saturn-Inf. En faisant varier les contaminations des milieux (chacune isolément, les autres étant fixés à leur valeur médiane) on peut modéliser la plombémie qui en résulterait grâce au modèle IEUBK. Pour un milieu donné, le paramètre humain d'exposition correspondant (quantité d'eau, de sol, de poussière ingérée) est fixé, successivement, à son percentile 95 pour l'eau, et à un percentile « élevé¹⁹ » pour les sols et les poussières déposées dans les logements. Ainsi, avec ces concentrations dans les milieux, au moins 5 % des enfants auraient une plombémie supérieure à 50 µg/L, ce qui doit conduire à un dépistage.

¹⁸ Les principes du guide InVS précité restent d'actualité. En revanche les critères de décision doivent être actualisés selon les préconisations du HCSP, ainsi que l'apport alimentaire au vu des EAT récentes et en cours.

¹⁹ « Upper percentile » Selon *l'Exposure Factor Handbook* de l'US-EPA (101).

Tableau 9. Paramètres de modélisation des plombémies pour déterminer les concentrations environnementales devant entraîner un dépistage du saturnisme infantile.

Paramètre	Valeur du paramètre	Source
Air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,007	BDQA
Alimentation ($\mu\text{g}/\text{j}$)	1.3 ; 2.5 ; 2.8; 5.5; 5.7 ; 7.4 ; 6.6 ; (apport alimentaire moyen selon la tranche d'âge)	Anses, 2011 (44) ; Anses, 2014 (100)
Eau du robinet ($\mu\text{g}/\text{L}$)	<1 arrondi à 1	Lucas et al., 2012 (25)
Poussières intérieures déposées ($\mu\text{g}/\text{g}$) (plomb total)	9,3 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ soit 37 $\mu\text{g}/\text{g}$ avec un empoussièrément de 0,252 g/m^2 (Giovannangelo <i>et al.</i> , 2007)	Lucas et al., 2012 (25)
Sol extérieur ($\mu\text{g}/\text{g}$) (plomb total)	27	Lucas et al, 2012 (25)
Plombémie de la mère ($\mu\text{g}/\text{L}$)	19	Falq et al, 2011 (110)
Quantité d'eau ingérée (L/j)	6-36 mois : P50= 0,19 ; P95=0,79 3-6 ans : P50=0,13 ; P95=0,66	Fantino and Gourmet, 2008 (42) Afssa, 2009 (43)
Quantité de sol et poussières ingérées (g/j) ²⁰	P50 : 0,1 g (sol + poussière ingérés)/j ; P « élevé » 0,2 g/j	US EPA, 2011 (101)

²⁰ D'autres valeurs d'ingestion de sols et de poussières existent, pouvant conduire à des valeurs déclenchant un dépistage plus élevées pour les sols et les poussières. Ainsi, en considérant les valeurs retenues par l'InVS et l'Ineris (38) pour l'ingestion de sols et de poussières (qui sont environ 4-5 fois moins hautes que la valeur IEUBK par défaut, qui correspond à la recommandation de l'EPA, en tendance centrale et 2 fois moins élevées que la recommandation de l'EPA pour le P95), on aboutirait à des valeurs de l'ordre de 600 mg/kg pour les sols et 140 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ pour les poussières pour une plombémie de 50 $\mu\text{g}/\text{L}$. Le HCSP a choisi de privilégier la recommandation de l'US EPA, 2011 (101) car elle fait consensus au niveau international et est une synthèse de l'ensemble des études réalisées sur ce sujet, réalisée postérieurement à celle de l'InVS/Ineris. Elle a le mérite de s'appuyer sur tout un ensemble d'études afin de s'assurer de la robustesse de ses résultats. Le rapport InVS/Ineris n'a retenu qu'une seule étude pour dériver une distribution d'ingestion de terre. Cette étude a été menée sur un faible effectif d'enfants. Elle n'a pas, selon l'EPA, été retenue pour des raisons méthodologiques, dans la liste de ses études amenant à sa recommandation.

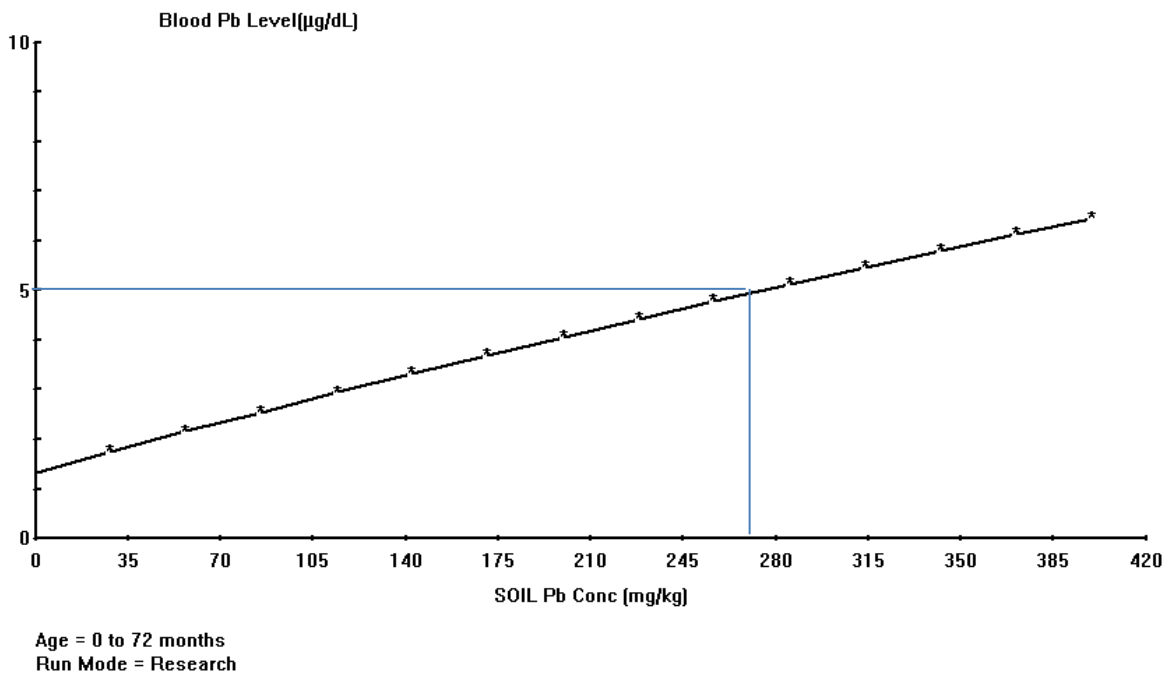


Figure 3. Plombémie attendue (µg/dL) selon la concentration en plomb du sol (mg/kg).

Selon la figure 3, une plombémie de 50 µg/L chez environ 5 % des enfants – ceux qui ingèrent le plus de sol - est atteinte pour 275 mg(Pb)/kg(sol) ; il s’agit du niveau déclenchant un dépistage, valeur arrondie à 300 mg/kg.

A noter, selon la même modélisation, que lorsque les teneurs dans les sols atteignent la valeur de 100 mg (Pb)/kg(sol), 5 % des enfants présents localement sont susceptibles d’avoir une plombémie supérieure à 25 µg/L, niveau défini plus haut comme le seuil de vigilance.

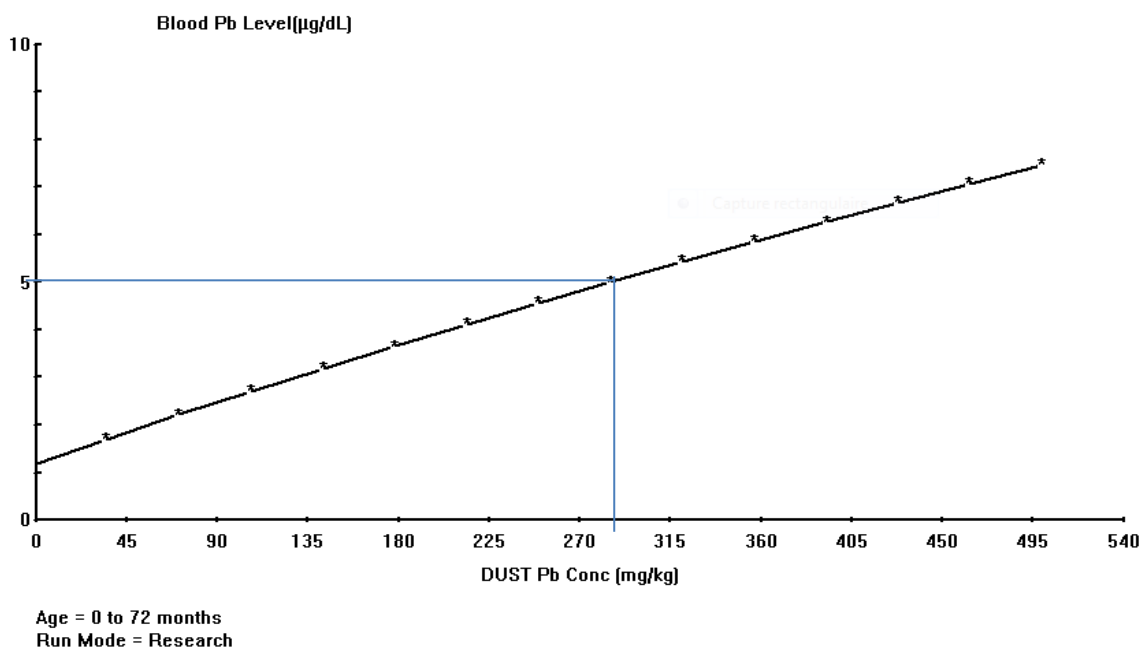


Figure 4. Plombémie attendue (µg/dL) selon la concentration en plomb dans les poussières déposées (mg/kg).

Selon la figure 4, une plombémie de 50 µg/L chez environ 5 % des enfants est atteinte pour 285 mg(Pb)/kg(poussière), soit 70 µg/m² environ en considérant un empoussièrément moyen de 252 g(poussière)/m².

A noter aussi qu'une teneur de plus de 25 µg(Pb)/m² entraîne un risque d'avoir une plombémie supérieure à 24 µg/L chez 5 % des enfants.

De la même façon on trouve pour l'eau une valeur d'environ 20 µg/L d'eau pour atteindre 50 µg/L de sang chez environ 5 % des enfants, les plus gros consommateurs d'eau.

Si la teneur de plomb dans l'eau dépasse la valeur de 10 µg/L, cette situation doit être corrigée car en infraction avec la Directive européenne relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

Les valeurs de contamination des milieux d'exposition (moyennes arithmétiques²¹ des concentrations dans les lieux fréquentés par un enfant) devant conduire à un dépistage du saturnisme infantile sont récapitulées dans le tableau 10.

Tableau 10. Valeurs de contamination des milieux d'exposition devant conduire à un dépistage du saturnisme infantile.

Milieu	Sols	Poussières déposées dans les logements	Eau de boisson
Concentration entraînant un dépistage du saturnisme (plombémie attendue > 50 µg/L chez environ 5% des enfants)	300 mg(Pb)/kg(sol)	70 µg/m ²	20 µg/L

En l'état actuel des données disponibles, il n'est pas possible de calculer des valeurs de plomb dans les revêtements intérieurs (peintures murales...) à partir de ces concentrations repères dans les poussières de maison

A noter que si des média d'exposition sont corrélés (par exemple sol et poussières (29), cette approche n'est pas protectrice puisque lors de la variation d'un milieu, les autres valeurs sont fixées à leur valeur médiane. Plus généralement la concomitance de plusieurs expositions particulières doit inciter à une approche spécifique.

Ces modélisations tiennent compte des valeurs par défaut de biodisponibilité (50 % pour sols et poussières dans IEUBK). Or, la prise en compte de la biodisponibilité permet d'affiner la décision de dépistage (108), en particulier autour des sites miniers où la biodisponibilité peut être faible (111). Il peut, dans ce cas, être intéressant de mesurer la fraction bioaccessible (proxi majorant de la biodisponibilité) en particulier par la méthode BARGE validée in vivo (112). La méthode dite « acidosoluble » inspirée de la méthode réglementaire française pour les poussières adaptée (113) et utilisée dans Plomb-habitat (114) est moins onéreuse et semble très corrélée avec la méthode BARGE, au vu de premiers essais (115) qui demanderaient à être confirmés.

Ces valeurs de contamination des milieux ne peuvent et ne doivent être interprétées, ni comme des niveaux garantissant l'absence de surexposition si elles sont respectées, ni comme des valeurs dont le dépassement justifierait à lui seul une action sur le milieu pour y réduire la concentration de plomb. Elles correspondent à des concentrations telles qu'un enfant, ou une femme enceinte ou projetant une grossesse, qui y seraient exposés

²¹ A défaut de pouvoir pondérer l'exposition par le temps passé, l'utilisation de la moyenne arithmétique revient à attribuer un temps passé équivalent à chacun des lieux fréquentés par un enfant.

justifieraient de mesures particulières de prévention et notamment, d'un dépistage par mesure de la plombémie.

Les personnes dont la plombémie est égale ou supérieure à 50 µg/L, identifiées lors de ce dépistage, doivent rapidement bénéficier de mesures personnalisées qui les soustraient de manière pérenne à cette exposition. Le fait que le dépistage ne retrouve pas de sujet présentant des valeurs élevées de plombémies ne signifie pas que la situation est satisfaisante ; cela peut être le reflet de la taille réduite de la population concernée ou résulter du fait que l'intensité du contact avec le milieu contaminé se situe en deçà des valeurs conventionnelles retenues pour la modélisation de l'exposition. Cela peut être vrai au moment de la campagne de dépistage mais pour autant le potentiel d'exposition et donc la menace restent présents et peuvent se manifester dans le futur. Une analyse approfondie des conditions d'exposition doit être conduite afin d'en tirer les mesures de gestion du risque jugées les plus pertinentes dans le contexte particulier.

En pratique, cette approche en deux temps (1/ engagement d'un dépistage, 2/ réflexion sur les actions de gestion à engager sur la base des concentrations dans les milieux et des plombémies mesurées) ne s'applique que pour le cas des sols contaminés pour lesquels l'exposition est dépendante d'une gamme de facteurs, dont des facteurs géochimiques (biodisponibilité ...) et comportementaux (usage des sols ...) qui rendent la corrélation entre concentrations dans les sols et teneurs sanguines du plomb très variables. En revanche, la relation est beaucoup plus directe dans le cas des poussières de maison et de qualité de l'eau de boisson et le dépassement des niveaux déclenchant un dépistage pour ces deux milieux de contact rendent les mesures de gestion du risque plus impératives.

Si le dépistage conduit à identifier des enfants avec plombémie supérieure à 25 µg/L mais inférieures à 50 µg/L, des conseils hygiéno-diététiques, et des mesures simples de limitation du contact avec les sources d'exposition potentielles doivent être donnés.

3.5.5. Cas des femmes enceintes ou projetant une grossesse

Chez les femmes enceintes, il y a des preuves suffisantes de la persistance d'effets toxiques du plomb, lorsque la plombémie est inférieure à 50 µg/L. Ces effets critiques sont le retard du développement fœtal, le petit poids de naissance et les manifestations de la neurotoxicité du plomb chez l'enfant. Celui-ci passant librement la barrière placentaire, à la naissance, la plombémie de l'enfant est voisine de celle de sa mère. Les effets neurotoxiques du plomb sont considérés comme sans seuil chez le nouveau-né et le jeune enfant.

En conséquence, les niveaux d'action rapide et de vigilance, pour la plombémie, à retenir pour les femmes enceintes ou projetant une grossesse sont les mêmes que celles recommandées pour les jeunes enfants, soit 50 et 25 µg/L, respectivement.

3.6. Comparaisons internationales

Au niveau international, le seuil individuel de plombémie de 100 µg/L, communément utilisé comme seuil de définition du saturnisme et de déclenchement des actions de réduction des expositions environnementales, a été révisé en Allemagne en 2010 et aux Etats-Unis en 2012.

Allemagne : Compte tenu de l'accumulation d'études récentes montrant l'absence de seuil de plombémie sans effet sur la santé des enfants, la Commission nationale de biosurveillance de l'agence de l'environnement fédérale allemande a recommandé l'abandon des seuils toxicologiques précédemment définis chez l'enfant et a établi une valeur de référence au-dessus de laquelle des mesures de réduction des expositions sont nécessaires. La valeur de référence a été estimée à 35 µg/L chez l'enfant de 3 à 14 ans,

correspondant à la borne inférieure de l'intervalle de confiance du percentile 95 de la distribution de la plombémie dans cette tranche d'âge, calculée pour la période 2003-2006 à partir de l'étude German Environmental Survey (116). Une valeur de référence a été fixée à 70 µg/L chez la femme à partir de l'enquête German Environmental Survey réalisée en 1998. Toute plombémie dépassant la valeur de référence doit être validée puis suivie 3 mois plus tard. Une recherche des sources doit être réalisée et des conseils de réduction d'exposition doivent être donnés aux familles.

Etats-Unis : En juin 2012, les Centers for Disease Control and Prevention (CDCP) aux Etats-Unis, suite à l'avis du comité consultatif sur la prévention du saturnisme infantile (*Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention* ou ACCLPP), recommandaient également le remplacement du seuil d'intervention de 100 µg/L par une valeur de référence basée sur le percentile 97,5 de la distribution des plombémies des enfants américains âgés de 1 à 5 ans (117). Cette valeur de 50 µg/L a été obtenue à partir des deux plus récents cycles de l'étude nationale NHANES 2005-2006 et 2007-2008 (118). La valeur de référence sera actualisée tous les 4 ans.

Les CDCP ont récemment fait des recommandations d'action, en fonction du niveau de plombémie mesuré (118). Elles sont présentées en annexe 7. Des recommandations semblables ont été faites en France ; elles sont issues d'une conférence de consensus tenue en 2003 (10) et nécessitent d'être actualisées.

L'ACCLPP a souligné l'importance de la prévention primaire à privilégier par rapport à la prévention secondaire, par la réduction des sources d'exposition au plomb dans tous les logements hébergeant des enfants.

3.7. Impact d'une réduction des plombémies sur le QI

Compte tenu des effets sans seuil de toxicité connu (cf. supra) et d'une distribution lognormale des expositions, le HCSP estime intéressant de comparer le gain sanitaire global obtenu en baissant d'une part, l'ensemble des expositions et d'autre part, en réduisant uniquement les expositions les plus fortes²². Cette comparaison revient à mettre en regard un gain faible au niveau individuel mais potentiellement important au niveau collectif versus un gain individuel potentiellement important uniquement sur une frange de la population.

À ce titre, la comparaison a porté sur les hypothèses suivantes :

- baisse générale du niveau de plombémie des enfants de 1 µg/L,
- les enfants dont la plombémie est supérieure à 50 µg/L voient celle-ci ramenée à 50 µg/L et ceux dont la plombémie est comprise entre 25 et 50 µg/L voient celle-ci ramenée à 25 µg/L.

Ainsi la comparaison de ces deux hypothèses a pour objectif de mettre en regard l'impact du respect des deux seuils de vigilance et d'action, définis plus haut, avec une baisse minimale mais bénéficiant à l'ensemble des enfants.

Afin d'en apprécier l'impact, nous avons donc calculé pour ces deux hypothèses, la moyenne géométrique des plombémies issue de ces nouvelles distributions et la perte de QI qui aurait pu être évitée.

La distribution initiale des plombémies infantiles est tirée de l'enquête Saturn-Inf, qui a permis d'estimer la plombémie des enfants entre 6 mois et 6 ans au niveau national. La traduction de ces réductions sur le QI des enfants est basée sur la courbe dose-réponse tirée de la méta-analyse réalisée par Lanphear *et al.* en 2005 (5). Une valeur seuil, arbitraire,

²² Ce travail est basé sur l'appui scientifique de l'InVS (Note de la directrice générale de l'InVS du 2 décembre 2013 : Identification des facteurs de risque en fonction des plombémies retrouvées chez les enfants (100, 70, 50 et 30 µg/L)).

en dessous de laquelle aucun effet n'est attendu, a été fixée à 12 µg/L correspondant à la BMDL₀₁ de l'Efsa (1). Aucun effet en-dessous de ce seuil n'a été comptabilisé dans la suite des calculs présentés.

Selon Lamphear et al. (5), une perte de 1 point de QI est attendue quand la plombémie passe de 15 à 24 µg/L, en conséquence, la perte estimée de QI entre 12 et 24 est de $(1/(24-15)) * (24-12) = 1.33$ point. Entre 24 et 100 µg/L, la perte est de 3,9 points et pour les enfants au-delà de 100 µg/L, la perte est fixée à 1,9 par tranche de 100 µg/L.

L'enquête Saturn-Inf a estimé le nombre d'enfants avec respectivement une plombémie supérieure à 50 µg/L et une plombémie comprise entre 25 et 50 µg/L, à 75 612 et 555 669.

Les moyennes géométriques estimées de la plombémie baisseraient, respectivement selon l'hypothèse d'une baisse généralisée ou d'une troncation pour les niveaux élevés, de 1,1 et 0,5 µg/L.

Dans le cas d'une baisse généralisée de 1 µg/L, la perte potentielle évitée serait de 327 680 points de QI pour les quelques 3,5 millions d'enfants avec une plombémie initiale supérieure ou égale à 12 µg/L, soit en moyenne 0,09 point de QI par enfant. Le gain maximum étant de 0,11 point pour les enfants dont la plombémie se situe entre 12 et 25 µg/L.

Dans le cas d'une troncation à 25 et 50 µg/L, la perte potentielle évitée serait de 305 739 points de QI pour les quelques 630 000 enfants concernés, soit en moyenne 0,48 point de QI par enfant. Le gain maximum étant de 6,5 points pour un enfant dont la plombémie est ramenée de 308 à 50 µg/L.

Les graphiques ci-dessous permettent de visualiser ces hypothèses. La figure 5 montre le décalage d'un µg/L dans la distribution alors que la figure 6 permet de visualiser l'effet d'une troncation. La taille des points est proportionnelle au nombre d'enfants concernés.

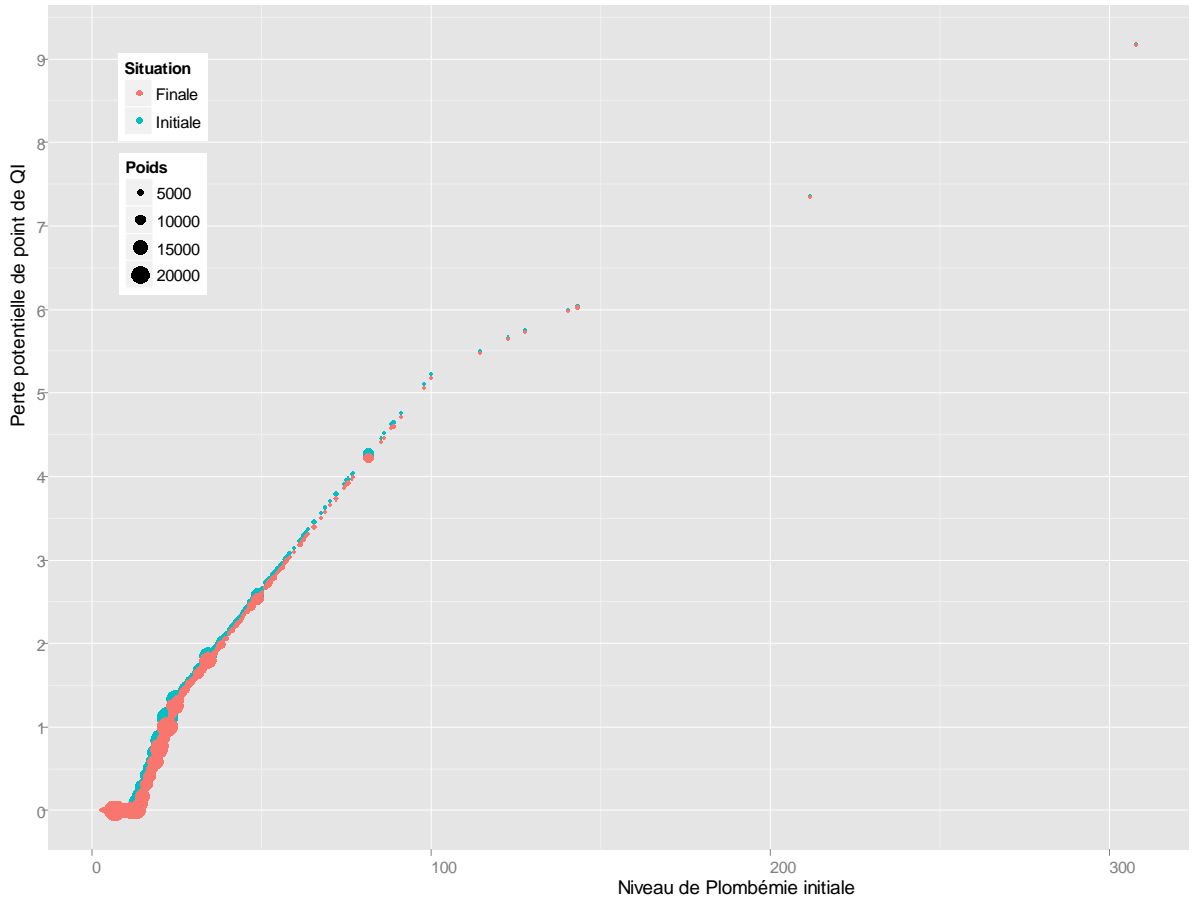


Figure 5. Répartition du gain pour les enfants de Saturn-Inf pour une réduction générale de 1 µg/L.

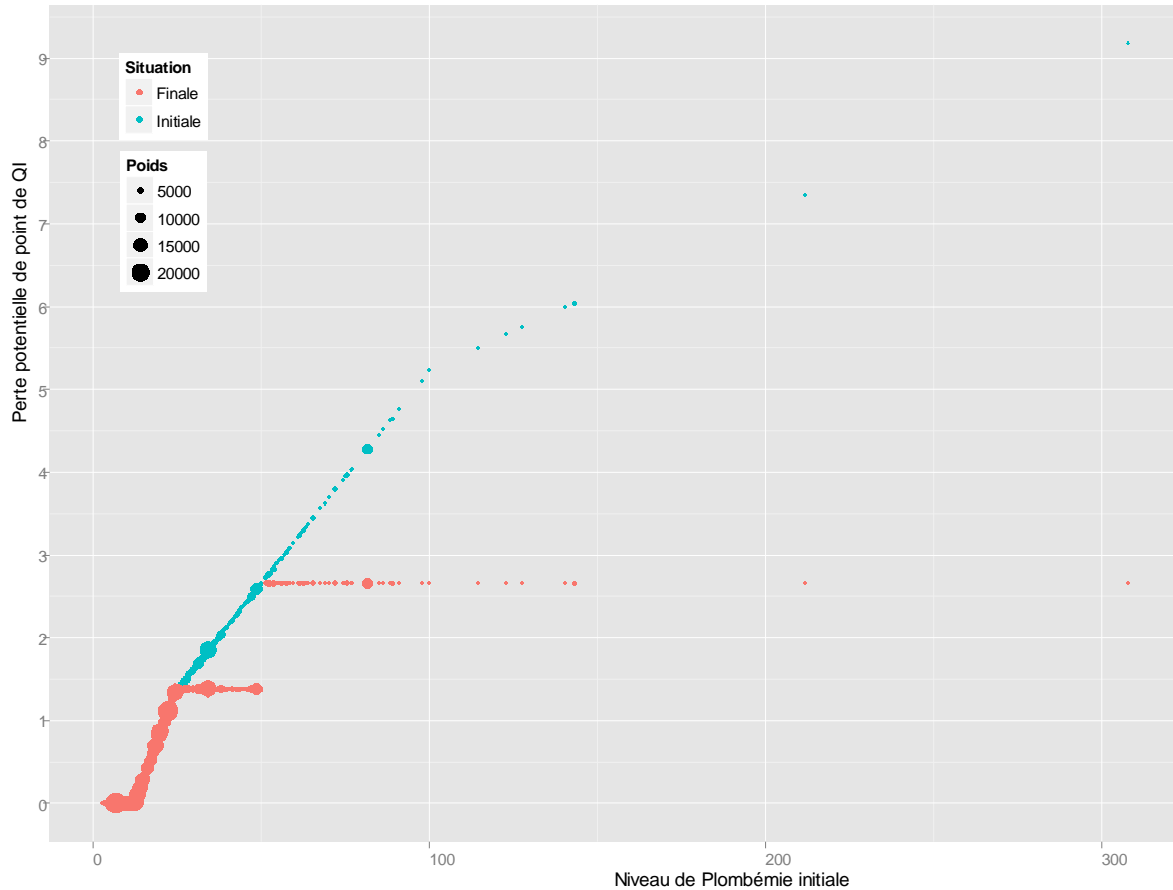


Figure 6. Répartition du gain pour les enfants de Saturn-Inf pour une troncation soit à 25 soit à 50 µg/L.

Les résultats de ces travaux montrent que le gain collectif d'une action visant l'ensemble des enfants, par une baisse minimale de 1 µg/L, est du même ordre de grandeur qu'une action ciblée sur les enfants dont la plombémie est supérieure à 25 µg/L.

3.8. Conséquences économiques de l'utilisation des nouveaux seuils

3.8.1. Cadre d'analyse

Les conséquences économiques associées aux niveaux de vigilance (25 µg/L) et d'intervention rapide (50 µg/L) proposés vont porter sur les coûts et les bénéfices marginaux annuels qu'entraînerait, toutes choses restant égales par ailleurs, la mise en place de ces nouvelles valeurs. Par « marginaux », on entend la variation par rapport à la situation actuelle, dans laquelle le niveau d'intervention est fixé à 100 µg/L, si bien que ne vont être considérés ici que les coûts et bénéfices annuels associés aux plombémies comprises entre 25 et 99 µg/L. En effet, les plombémies en deçà de 25 µg/L ne donneront jamais lieu à action particulière et celles au-delà de 100 µg/L donneront lieu aux mêmes actions qu'actuellement. Dès lors, il s'agit de comparer les coûts et les bénéfices annuels que l'on observerait en l'absence de l'application de ces nouveaux niveaux à ceux que l'on observerait suite à leur application, donc à asseoir une partie de l'analyse sur le différentiel d'évolution des niveaux de plombémie. Au final, ce qui est proposé n'est donc pas une évaluation totale des coûts et

bénéfices, mais une évaluation marginale de type contrefactuelle : que se passerait-il si, *ceteris paribus*, les niveaux de vigilance et d'intervention proposés étaient retenus et appliqués ?

Outre la distribution actuelle des plombémies, un élément central de l'analyse est la façon dont les plombémies sont susceptibles d'évoluer dans le temps, en fonction de la mise en place ou non d'une intervention visant à réduire l'exposition. Les données du SNSPE entre 2008 et 2011 fournissent les indications suivantes (119). Chez les enfants entre 6 mois et 6 ans primodépistés au-dessus de 100 µg/L et n'ayant pas bénéficié d'une intervention pour réduire leur imprégnation, on observe une diminution moyenne de la plombémie de 8 µg/L lors de la plombémie de suivi. Lorsque les enfants ont bénéficié d'une intervention, on observe une diminution supplémentaire de 19 µg/L. En première approximation, et en l'absence d'étude spécifique (en particulier tenant compte de l'âge de l'enfant ou du délai entre les deux plombémies), nous considérerons que ce différentiel de 19 µg/L représente le gain à attendre chez les enfants bénéficiant d'une intervention.

Les bénéfices monétaires sanitaires et sociaux annuels seront exprimés en euros 2009 (en tenant compte de l'inflation et des taux de change si nécessaire), et proviennent de plusieurs sources.

- Les bénéfices sanitaires directs (exprimés sous forme de coûts médicaux évités qui auraient été liés à l'aggravation de la plombémie). Aucun traitement médical spécifique n'étant prescrit pour les plombémies inférieures à 250 µg/L, il n'y a pas lieu de les évaluer ici.
- Les bénéfices sociaux indirects (exprimés sous forme de pertes de revenus et de coûts évités pour la société): les pertes de quotient intellectuel (QI) valorisées par les revenus potentiels perdus actualisés, les coûts d'éducation spécialisée ou ceux associés au trouble du déficit de l'attention, et les coûts associés aux comportements violents et à la délinquance (crimes et délits). Ce sont des coûts que l'on aurait observés en l'absence d'application des niveaux proposés, liés à l'aggravation des niveaux de plombémie, et qu'il convient donc de prendre en compte. La relation entre niveaux de plombémie et effets neurologiques étant apparemment sans seuil, il est difficile de déterminer à partir de quelle valeur ces effets doivent être pris en compte. Une monographie du National Toxicology Program sur les effets sanitaires du plomb à faible dose (3), s'appuyant sur 172 études évaluant les effets neurologiques, émet les conclusions suivantes (traduction) : « Chez les enfants, il existe des preuves suffisantes que des niveaux de plombémie inférieurs à 50 µg/L sont associés à une augmentation des diagnostics de problèmes de comportement liés à l'attention, à une plus grande incidence de problèmes comportementaux, et à une diminution des performances cognitives, comme l'indiquent des résultats scolaires inférieurs, une diminution du quotient intellectuel (QI), et la réduction des déficits de certaines mesures cognitives ». En l'absence de relations dose-effet proposées, nous retiendrons celles utilisées dans Pichery et al. (120).

Pour les effets sur le QI, nous nous fondons sur l'analyse d'un pool de plusieurs études internationales ((5), réanalysé récemment dans les études (121,122)), de l'étude du CEPA (123) et sur les conclusions de l'Efsa (1). On appliquera donc une perte moyenne de 0,51 point de QI pour une augmentation de la plombémie évitée, grâce à une intervention, de 10 µg/L. Cela ne concernera que les plombémies comprises entre 50 et 99 µg/L.²³

²³ En l'état actuel des connaissances, il nous semble délicat de valoriser économiquement des effets sur le QI associés aux plombémies entre 25 et 50 µg/L pour trois raisons. La principale vient de ce qu'il n'est pas certain que les conseils et les mesures de repérage des sources d'exposition permettront d'observer la décroissance moyenne de 19 µg/L de la plombémie que l'on observe après à une enquête environnementale suivie d'une intervention pour réduire l'imprégnation. Ensuite, les résultats de (5), (121) et (122) reposent sur un faible nombre d'observations en dessous de 50 µg/L. Enfin, l'effet trouvé à partir de 10 µg/L tient essentiellement à la relation log-linéaire entre plombémie maximale et niveau de QI, puisqu'avec une relation linéaire (que (122) considère par exemple comme adéquate sous 100 µg/L), il s'établirait plutôt autour de 40 à 60 µg/L. La prudence nous incite donc à ne pas valoriser les pertes de QI en dessous de 50 µg/L, ce qui conduit à considérer les estimations qui en découlent comme des bornes basses.

Concernant les effets en termes d'éducation spécialisée et de coûts de justice associés à des comportements violents et à la délinquance, Pichery *et al.* (120) se fonde sur 7 études pour choisir de ne les prendre en compte qu'à partir de 100 µg/L. Concernant les effets associés au trouble du déficit de l'attention, ils ne sont pas pris en compte par manque de relations dose-effet proposée. Notons toutefois que certaines études estiment que les bénéfices associés seraient comparables à ceux associés aux effets sur le QI (voir par exemple (124) ; fondé sur les travaux (125 et 126)).

Les bénéfices intangibles (n'ayant pas d'expression monétaire directe) : *pretium doloris*, aspects psychologiques... Ils sont généralement fixés soit par les tribunaux (lors de procès), soit calculés par la méthode des préférences déclarées (via des enquêtes spécifiques). En l'état actuel, les rares valeurs résultant de procès concernent des plombémies supérieures à 100 µg/L (comme Métal-Blanc, condamnée à verser 8 000 € par enfant atteint de saturnisme, (127)). Puisqu'il n'est pas possible de déterminer si les juges adapteront leurs décisions à un abaissement du niveau d'intervention (et donc *ipso facto* à la nouvelle définition d'un cas de plombémie), les bénéfices intangibles ne pourront être évalués.

Les bénéfices ci-dessus ne seront obtenus qu'à la suite de dépenses engagées pour la détection, le suivi et l'intervention environnementale permettant une diminution du niveau de plombémie. Ces dépenses couvrent essentiellement les postes suivants.

- Le coût du dépistage (prélèvement, suivi, et enquête environnementale au-dessus de 50 µg/L).
- Le coût de la suppression du/des facteurs de risque. Il peut s'agir de la décontamination des habitations contenant de la peinture à base de plomb²⁴, des investissements visant à réduire les émissions industrielles de plomb, à traiter les sols contaminés, à éliminer la présence de plomb dans l'eau de boisson²⁵, les campagnes d'information sur les autres facteurs de risque (liés à l'alimentation, aux cosmétiques ...). L'évaluation de ces coûts est fonction de trop nombreux paramètres relevant de trop nombreuses hypothèses, et ne peut être effectuée ici. Elle demanderait une étude spécifique ; nous fournissons néanmoins en 4-8-3 des pistes proposant une valeur moyenne maximale économiquement acceptable.
- Le coût de la réorganisation des moyens humains et matériels requis pour assurer le dépistage et la gestion des plombémies comprises entre 25 et 99 µg/L. Ce type de coût n'est que partiellement pris en compte dans le coût du dépistage et n'est pas spécifiquement calculé. Très peu de plombémies supérieures à 100 µg/L étant actuellement trouvées, la diminution du seuil d'intervention à 50 µg/L, en conservant la même logique d'action, aura des conséquences en termes d'augmentation du nombre d'enquêtes à mener (et de leur difficulté compte tenu du seuil plus bas), de l'utilisation de nouveaux outils dans ces enquêtes (comme l'apport possible des ratios isotopiques pour les cas difficiles, cf. (97,130)) mais aussi sur l'activité des services compétents au sein des ARS et des communes. On peut par exemple s'attendre à un accroissement du temps de travail des techniciens pour les enquêtes à domicile et le suivi des mesures ; à une augmentation du coût de constitution d'un marché d'intervention en matière de travaux d'office ; à une difficulté d'adaptation accrue des ARS compte tenu de la diminution de leurs moyens, en particulier de ceux dédiés à la prévention et aux actions de santé environnementale, évolution dénoncée par l'Inspection générale des affaires sociales (131). Ces conséquences s'ajoutent aux grandes disparités d'intervention déjà existantes d'un département à un autre entre les services de l'Etat en matière d'habitat indigne et surtout de travaux d'office. Au final, une réflexion devra être engagée sur les

²⁴ Notons par exemple que le coût moyen pour rendre inaccessible le plomb dans un logement est évalué aux Etats-Unis entre 7 770 et 17 316 € par le CEH en 2005 (128), sans compter le coût du relogement pendant les travaux. Pichery et al (120) proposent une fourchette de 3 600 à 9 200 € pour la France.

²⁵ Garrigues (129) évalue à environ 14 milliards d'euros les travaux nécessaires : 4 milliards pour la partie publique des réseaux de distribution, et 10 milliards pour la partie privée. L'Inserm (8) l'évaluait pour sa part entre 10 et 27 milliards d'euros.

modalités de l'enquête environnementale et des mesures d'urgence à engager afin d'estimer le coût de cette réorganisation des moyens.

La section suivante propose une évaluation monétaire marginale et partielle des bénéfices et des coûts annuels associés à l'abaissement des niveaux. Elle doit être considérée comme apportant des éléments de réponse provisoires comportant une très large incertitude, en l'état des données disponibles. Un chiffrage complet et plus précis nécessiterait des études complémentaires.

3.8.2. Evaluation des conséquences économiques

Nous allons évaluer les impacts économiques marginaux annuels associés à l'application des nouveaux niveaux d'intervention rapide et de vigilance, dans le cas de la poursuite du dépistage avec les critères actuels, dans le cadre d'un dépistage systématique et dans le cas d'un dépistage ciblé sur les sols pollués.

3.8.2.1. Impacts associés à la poursuite du dépistage ciblé avec les critères actuels

En poursuivant l'activité de dépistage actuelle, avec le même type de critères et avec la même intensité, nous cherchons à déterminer quel serait l'impact économique de l'application d'un niveau d'intervention rapide à 50 µg/L, et de vigilance à 25 µg/L.

Population concernée

La distribution des plombémies chez les enfants de 6 mois à 6 ans étant observée sur la période 2008-2011 lors des primodépistages (119), on applique les coûts et les bénéfices unitaires aux enfants se situant entre 25 et 99 µg/L.

Nombre annuel moyen de primo-dépistages sur la période 2008-2011 : $18\,723 / 4 = 4\,681$.

Fraction entre 25 et 49 µg/L : 27,77 %.

Fraction entre 50 et 99 µg/L : 9,78 %.

Nombre estimé de plombémies entre 25 et 49 µg/L : $4\,681 \times 0,2777 = 1\,300$.

Nombre estimé de plombémies entre 50 et 99 µg/L : $4\,681 \times 0,0978 = 458$.

Coûts marginaux supplémentaires

Coût additionnel de dépistage et de suivi pour les plombémies entre 25 et 99 µg/L

- Plombémies entre 25 et 49 µg/L : une mesure de plombémie tous les 6 mois (soit $16,2 \text{ €} \times 2 = 32,4 \text{ €}$) et un coût annuel de suivi (332 €, d'après (132)).

Coût : $1\,300 \times (32,4 \text{ €} + 332 \text{ €}) = 473\,689 \text{ €}$

- Plombémies entre 50 et 99 µg/L : Une mesure de plombémie tous les 6 mois (soit $16,2 \text{ €} \times 2 = 32,4 \text{ €}$), un coût annuel de suivi (332 €, d'après (132)) et une enquête environnementale (381 € d'après Inserm-InVS, 2008).

Coût : $458 \times (32,4 \text{ €} + 332 \text{ €} + 381 \text{ €}) = 341\,245 \text{ €}$

Total des coûts marginaux supplémentaires annuels : 814 934€

Bénéfices marginaux supplémentaires

On considère que les mesures pour limiter l'accès à la/aux source(s) de contamination ont été efficaces, suite à l'enquête environnementale, chez les enfants détectés avec un niveau de plombémie entre 50 et 99 µg/L, et que sans l'abaissement du niveau d'intervention, les plombémies de ces enfants auraient atteint des niveaux plus élevés de 19 µg/L en moyenne.

Evitement des pertes de points de QI et de revenus actualisés sur la vie entière

Sous l'hypothèse, discutée en 4-8-1, que les gains de QI peuvent être correctement traduits en termes monétaires par le calcul des pertes de revenus actualisés sur la durée de vie, il

est possible de calculer les bénéfices monétaires associés. Gould (133), se fondant sur les travaux de Salkever (134), Schwartz (135), et Nevin *et al.* (136), évalue une perte de point de QI à une perte de revenus futurs de 17 815 USD de 2006, soit 16 885 € de 2009. Cette estimation tient compte, en plus des effets directs sur le niveau des salaires, des effets indirects liés à une réussite scolaire et une probabilité d'emploi moindres.²⁶

Connaissant la distribution des plombémies en primodépistage entre 50 et 99 µg/L (119), et en supposant que la distribution qui prévaudrait en l'absence de mesures pour réduire l'exposition correspondrait à une diminution (homogène) de 19 µg/L des plombémies, on peut calculer la perte moyenne de point de QI par enfant : 0,51 point /10 µg/L x 19 µg/L = 0,969 point de QI par enfant. L'évaluation monétaire de ces pertes de QI sur les 458 enfants dont la plombémie est comprise entre 50 et 99 µg/L s'élève à :

$$458 \times 0,969 \times 16\,885 \text{ €} = 7\,490\,354 \text{ €}$$

Evitement des coûts d'éducation spécialisée et des comportements violents conduisant à la délinquance juvénile

Nous avons choisi de ne les prendre en compte dans les bénéfices marginaux supplémentaires que lorsque les plombémies dépassent 100 µg/L. Puisqu'en l'absence d'abaissement du niveau d'intervention, la plombémie des enfants primodépistés n'ayant pas bénéficié d'intervention n'aurait, en moyenne, pas augmenté, ces coûts évités ne donnent pas lieu à valorisation.

Bénéfices intangibles

Le raisonnement est le même que ci-dessus et conduit à ne pas comptabiliser ces bénéfices.

Total des bénéfices marginaux supplémentaires annuels : 7 490 354 €

3.8.2.2. Impacts associés à la mise en œuvre d'un dépistage systématique

En conduisant une activité de dépistage systématique, on cherche à déterminer quel serait l'impact économique de l'application d'un niveau d'intervention rapide à 50 µg/L, et de vigilance à 25 µg/L. On utilise la distribution des plombémies chez les enfants de 6 mois à 6 ans en population générale, observée lors de l'enquête Saturn-Inf 2008-2009 (35) et on applique les coûts et les bénéfices unitaires aux enfants se situant entre 25 et 99 µg/L (les autres niveaux de plombémies restent non affectés par la modification des niveaux d'action).

Population concernée

Le nombre d'enfants de 6 mois à 6 ans est de 5 187 372 (source Insee, 2009). Si l'on considère que chaque enfant n'est dépisté qu'une fois sur la tranche d'âge, le nombre annuel de primodépistage est de $5\,187\,372 / 6,5 = 798\,057$.

Fraction entre 25 et 49 µg/L : 10,92 %, d'après Etchevers et al. (35).

Fraction entre 50 et 99 µg/L : 1,39 %, d'après Etchevers et al. (35)

Nombre estimé de plombémies entre 25 et 49 µg/L : $798\,057 \times 0,1092 = 87\,148$.

Nombre estimé de plombémies entre 50 et 99 µg/L : $798\,057 \times 0,0139 = 11\,093$.

Coûts marginaux supplémentaires

Coût additionnel de dépistage et de suivi pour les plombémies entre 25 et 99 µg/L

- Plombémies entre 25 et 49 µg/L : une mesure de plombémie tous les 6 mois (soit 16,2 € x 2 = 32,4 €) et un coût annuel de suivi (332 €, d'après (132))

Coût : $87\,148 \times (32,4 \text{ €} + 332 \text{ €}) = 31\,756\,676 \text{ €}$

²⁶ L'ECHA (137), se fondant sur des hypothèses différentes concernant la relation perte de QI - perte de revenus actualisés et le choix du taux d'actualisation (voir également Salkever (138) pour une discussion récente), propose 8 000 €, avec un intervalle d'incertitude entre 2 400 € et 25 000 €.

- Plombémies entre 50 et 99 µg/L : une mesure de plombémie tous les 6 mois (soit 16,2 € x 2 = 32,4 €), un coût annuel de suivi (332 €, d'après (132)) et une enquête environnementale (381 € d'après (16)).

Coût : 11 093 x (32,4 € + 332€ + 381 €) = 8 268 719 €

Total des coûts marginaux supplémentaires annuels : 40 025 395 €

Bénéfices marginaux supplémentaires

Evitement des pertes de points de QI et de revenus actualisés vie entière associés

Sous les mêmes hypothèses que pour le dépistage ciblé, et avec les mêmes réserves, il est possible de les calculer. Comme précédemment, la perte moyenne de point de QI par enfant est de 0,51 point / 10 µg/L x 19 µg/L = 0,969, soit une évaluation pour les 11 093 plombémies entre 50 et 99 µg/L de :

$$11\ 093 \times 0,969 \times 16\ 885\ € = 181\ 498\ 767\ €$$

Evitement des coûts d'éducation spécialisée et de comportements violents conduisant à la délinquance juvénile

Le raisonnement est le même que pour le calcul des impacts associés au dépistage ciblé et conduit à ne pas comptabiliser ces bénéfices.

Bénéfices intangibles

Pour les raisons données précédemment, ces bénéfices ne seront pas comptabilisés.

Total des bénéfices marginaux supplémentaires annuels : 181 498 767 €

3.8.2.3. Impacts associés à la mise en place d'un dépistage ciblé sur les sols pollués

En mettant en place un dépistage ciblé sur les sols pollués, nous cherchons à déterminer quel serait l'impact économique de l'application d'un niveau d'intervention rapide à 50 µg/L, et de vigilance à 25 µg/L sur ce dépistage. Une telle stratégie n'ayant jamais été mise en place à un échelon autre que local ni explicitement évaluée, elle implique de très larges incertitudes à chaque étape du calcul, et doit donc être considérée comme un exercice purement exploratoire.

Population concernée

La modélisation des expositions (section 4.5.4.) a conclu qu'une concentration de 300 mg(Pb)/kg(sol) conduirait à une plombémie attendue > 50 µg/L chez environ 5 % des enfants. La fraction d'enfants de 6 mois à 6 ans susceptible d'être en contact avec des sols dépassant 300 mg/kg sur sol meuble en zone urbaine est de 2,8% (139). La distribution des plombémies chez ces enfants n'est pas connue, mais se devrait se situer selon toute vraisemblance, entre celle observée en primodépistage ciblé avec les critères actuels (119) et celle observée en population générale (35). Nous estimons donc la fraction d'enfants concernés par interpolation à partir de ces chiffres, sous l'hypothèse que 5 % des enfants aurait une plombémie attendue > 50 µg/L. On applique ensuite les coûts et les bénéfices unitaires aux enfants se situant entre 25 et 99 µg/L.

Le nombre d'enfants de 6 mois à 6 ans est de 5 187 372 (source Insee, 2009). Si l'on considère que chaque enfant n'est dépisté qu'une fois sur la tranche d'âge, le nombre annuel de dépistage est de 5 187 372 / 6,5 = 798 057. Puisque 2,8 % des enfants est susceptible d'être en contact avec des sols dépassant 300 mg/kg, le nombre annuel d'enfants concernés est de 798 057 x 0,028 = 22 346.

Fraction estimée entre 25 et 49 µg/L : 13,26 %.

Fraction estimée entre 50 et 99 µg/L : 3,83 %.

Nombre estimé de plombémies entre 25 et 49 µg/L : 22 346 x 0,1326 = 2 963.

Nombre estimé de plombémies entre 50 et 99 µg/L : 22 346 x 0,0383 = 856.

Coûts marginaux supplémentaires

En l'absence de données spécifiques, le coût supplémentaire du dépistage par les sols pollués ne peut être évalué²⁷. Nous considérons donc qu'il ne diffère pas de celui entraîné par un dépistage ciblé avec les critères actuels, et permet d'identifier la fraction d'enfants au-dessus de 25 µg/L.

Coût additionnel de dépistage et de suivi pour les plombémies entre 25 et 99 µg/L

- Plombémies entre 25 et 49 µg/L : une mesure de plombémie tous les 6 mois (soit 16,2 € x 2 = 32,4 €) et un coût annuel de suivi (332 €, d'après (132)).

Coût : 2 963 x (32,4 € + 332 €) = 1 079 727 €

- Plombémies entre 50 et 99 µg/L : Une mesure de plombémie tous les 6 mois (soit 16,2 € x 2 = 32,4 €), un coût annuel de suivi (332 €, d'après (132)) et une enquête environnementale (381 € d'après (16)).

Coût : 856 x (32,4 € + 332 € + 381 €) = 637 941 €

Total des coûts marginaux supplémentaires annuels : 1 717 968 €

Bénéfices marginaux supplémentaires

On considère que les mesures pour limiter l'accès à la/aux source(s) de contamination ont été efficaces, suite au repérage des sols pollués et à l'enquête environnementale, chez les enfants détectés avec un niveau de plombémie entre 50 et 99 µg/L. En l'absence de données spécifiques et comme précédemment, on fait l'hypothèse que sans l'abaissement du niveau d'intervention, les plombémies de ces enfants auraient atteint des niveaux plus élevés de 19 µg/L en moyenne.

Evitement des pertes de points de QI et de revenus actualisés sur la vie entière

Sous les mêmes hypothèses que pour les deux stratégies de dépistage évaluées précédemment, et avec les mêmes réserves, il est possible de les calculer. La perte moyenne de point de QI par enfant est toujours de 0,51 point / 10 µg/L x 19 µg/L = 0,969, soit une évaluation pour les 856 plombémies entre 50 et 99 µg/L de :

$$856 \times 0,969 \times 16\,885 \text{ €} = 14\,002\,826 \text{ €}$$

Evitement des coûts d'éducation spécialisée et des comportements violents conduisant à la délinquance juvénile

Le raisonnement est le même que pour le calcul des impacts associés aux deux autres dépistages étudiés précédemment et conduit à ne pas comptabiliser ces bénéfices.

Bénéfices intangibles

Pour les raisons données précédemment, ces bénéfices ne seront pas comptabilisés.

Total des bénéfices marginaux supplémentaires annuels : 14 002 826 €

3.8.3. Conclusion et discussion

Cette analyse économique, marginale et partielle, conclut que l'adoption des niveaux d'intervention et de vigilance proposés conduirait à des bénéfices marginaux annuels supérieurs aux coûts marginaux annuels pour les trois stratégies de dépistages évaluées. Elle n'apporte toutefois pas un chiffrage complet, puisque manquent en particulier la prise en compte des coûts de l'intervention permettant la suppression du/des facteurs de risque, de la réorganisation des moyens de dépistage, ainsi que certains bénéfices, comme ceux associés au trouble de l'attention par exemple. Elle permet néanmoins de déterminer le coût d'intervention unitaire maximum jusqu'auquel les bénéfices marginaux supplémentaires

²⁷ Notons par exemple que le coût moyen d'un diagnostic de sol par un bureau d'étude dans un jardin ou une aire de jeux préalablement identifié (prélèvement de 5 échantillons dans les lieux pertinents, analyses par un laboratoire, interprétation des résultats, rapport) peut être estimé à environ 3 600 € (140).

resteraient supérieurs aux coûts marginaux supplémentaires. Ils s'élèvent respectivement à 14 581 € pour le dépistage ciblé avec les critères actuels, à 12 753 € pour le dépistage systématique, et à 14 355 € pour le dépistage ciblé sur les sols pollués²⁸. Pour ce dernier, la source étant, pour les sites publics, commune à plusieurs enfants de façon concomitante et dans le temps, le calcul du coût d'intervention maximum par site pollué nécessiterait des données supplémentaires. Du fait des baisses prévisibles des imprégnations dans les prochaines années, il paraît opportun, à l'occasion de la révision des seuils numériques des valeurs de référence de la plombémie, de réévaluer également le bilan coût-bénéfice des politiques de gestion du risque.

Il est essentiel de rappeler que seuls 2,1 % des enfants de 6 mois à 6 ans (soit 13 sur 631) primodépistés au-dessus de 99 µg/L entre 2008 et 2011 (hors adoptions internationales) ont bénéficié d'une intervention autre qu'un traitement médical par chélation pour réduire leur exposition. Il est donc crucial d'améliorer ce taux d'intervention parmi les enfants dépassant 49 µg/L, sous peine de supporter l'ensemble des coûts marginaux supplémentaires tout en n'obtenant qu'une très faible part des bénéfices marginaux supplémentaires.

Une réflexion pourrait également être engagée sur le statut des bénéfices. En effet, l'évitement de dépenses liées aux coûts médicaux, au coût d'éducation spécialisée, de trouble de l'attention et aux coûts de justice associés à la délinquance constitue bien un bénéfice marchand pour la société. En revanche, le statut des bénéfices relatifs aux pertes de points de QI est plus ambigu, puisqu'il repose uniquement sur l'évaluation de la perte de revenus actualisés associés.

Trois points viennent en effet nuancer la relation entre perte de QI et perte de revenus, qui sous-tend la valorisation économique : d'abord, le niveau de QI minimum pour occuper un emploi donné n'est pas connu. Ensuite, hors situation de plein emploi, le marché du travail peut s'accommoder d'une perte individuelle de QI sans que la productivité ne soit affectée. Enfin, on a observé une baisse constante et très importante des niveaux moyens de plombémie depuis 35 ans dans les pays industrialisés, principalement du fait de la suppression du plomb dans l'essence. Aux Etats-Unis par exemple, 88,2 % des enfants de 1 à 5 ans dans Nhanes II (1976-80) avaient une plombémie ≥ 100 µg/L mais seulement 1,6 % dans Nhanes (1999-2002) (141). La population active française actuelle a donc été potentiellement exposée dans l'enfance à des niveaux de plombémie très élevés, qui ont conditionné sa distribution de QI, et donc ses niveaux de revenus actuels. Un économiste évaluant en 1980 par exemple, les bénéfices attendus d'une baisse de la plombémie chez les 80% d'enfants de 1 à 5 ans possédant une plombémie ≥ 100 µg/L, aurait recommandé sur la base d'une analyse coût-bénéfice, de consacrer plusieurs dizaines de milliards d'euros par an aux actions publiques permettant cette baisse. Ces enfants étant maintenant sur le marché du travail, peut-on considérer que la richesse nationale aurait été de cet ordre supérieure à ce qu'elle est, si ces actions avaient été prises ? Ceci souligne la nécessité d'une réflexion sur le statut des coûts et des bénéfices, et en particulier, sur la capacité des revenus actualisés à constituer un indicateur économique pertinent de la valeur non marchande d'un point de QI.

Ces éléments ne remettent absolument pas en cause l'intérêt d'une baisse des niveaux d'intervention, mais incitent plutôt à un approfondissement au cours duquel l'analyse du saturnisme privilégierait le niveau individuel : les bénéfices joints associés aux interventions (en termes d'habitat insalubre par exemple) ou le droit à des opportunités de développement et de vie égales, donc à ne pas être victime ou exposé au risque de saturnisme. Si un État bienveillant, responsable et soucieux d'équité doit garantir à chacun des opportunités d'éducation, de vie et de santé égales, il doit également considérer les autres politiques sanitaires ou éducatives pouvant tendre vers le même but.

²⁸ Soit respectivement $(7\ 490\ 354 - 814\ 934)/458$, $(181\ 498\ 767 - 40\ 025\ 395)/11\ 093$ et $(14\ 002\ 826 - 1\ 717\ 968)/856$.

4. RECOMMANDATIONS

Abaissement du niveau de plombémie définissant le saturnisme infantile et déclenchant une enquête environnementale

Question 1 de la saisine : « Faut-il réviser le seuil individuel qui déclenche la déclaration obligatoire et la procédure de soustraction immédiate des enfants à l'exposition au plomb, fixé aujourd'hui à 100 µg/l ? »

Le niveau de 100 µg/L de la plombémie, qui réglementairement, définit aujourd'hui le saturnisme infantile et implique la déclaration du cas aux autorités sanitaires départementales et le déclenchement de l'enquête environnementale ne correspond pas à un seuil d'innocuité.

On avait déjà connaissance d'effets du plomb sur la santé en-deçà de cette valeur, quand elle a été choisie et, depuis, des preuves se sont accumulées de divers effets nocifs, en deçà de 100 µg/L ((3) et voir chapitre 4-1 et tableau I):

- chez le jeune enfant : sur le développement intellectuel, mais aussi sur les développements staturo-pondéral et sexuel, ainsi que sur le comportement et l'acuité auditive,
- chez la femme enceinte : sur le développement foetal et sur le déroulement de la grossesse,
- chez les adolescents et/ou les adultes : augmentation des risques de maladie rénale chronique et d'hypertension artérielle, altération de la qualité du sperme et diminution de la fertilité masculine, diminution du débit de filtration glomérulaire et augmentation de la pression artérielle.

Les données épidémiologiques disponibles indiquent, en outre, que les effets neurologiques et les effets sur les développements staturo-pondéral et sexuel, ainsi que sur l'acuité auditive, chez le jeune enfant, sont probablement sans seuil ; de même que les effets rénaux chez l'adulte et l'adolescent et les effets cardio-vasculaires chez l'adulte.

En 2004, le seuil de 100 µg/L définissant le saturnisme infantile et entraînant la déclaration obligatoire du cas et le déclenchement d'une enquête environnementale pour la recherche des sources d'exposition au plomb et leur éradication avait été fixé sur des considérations pragmatiques :

- c'était le seuil d'intervention proposé alors par les Centers for Disease Control and Prevention (CDCP) américains²⁹, en 1997 (12).
- c'était un niveau d'intervention dont l'analyse rétrospective des résultats du dépistage pendant les années 1990, montrait qu'il était réaliste du point de vue des ressources.
- c'était aussi une attitude réaliste du double point de vue des performances analytiques et de l'imprégnation de la population générale à l'époque :
 - o la variabilité de la mesure de la plombémie, quand celle-ci était inférieure à 400 µg/L, était, en effet, alors estimée à 40-60 µg/L (13,14) et la limite de quantification de la plombémie pouvait atteindre 50 µg/L dans certains laboratoires ;

²⁹ En fait, les CDCP ne proposaient pas d'enquête environnementale dès 100 µg/L, mais seulement à partir de 200 µg/L (ou de 150 µg/L, en cas de persistance du dépassement de cette valeur 3 mois plus tard) ; au seuil de 100 µg/L, c'est seulement des conseils hygiéno-diététiques à l'entourage qui étaient recommandés.

- l'évaluation faite en 1995 de la plombémie des enfants français âgés de 1 à 6 ans avait montré que la prévalence des plombémies supérieures à 50 µg/L était de 27,2 % (communication personnelle Anne Etchevers) ; elle était de 2,1% pour les plombémies supérieures à 100 µg/L » (15).

La situation actuelle est bien différente :

- La BMDL₀₁ établie par l'Efsa pour les effets neurotoxiques (perte d'un point de QI), chez le jeune enfant, est de 12 µg/L.
- Les CDCP recommandent un seuil de plombémie de 50 µg/L pour identifier les enfants contaminés et déclencher une enquête environnementale ; ce seuil correspond au percentile 97,5 de la distribution de la plombémie chez les enfants de moins de 6 ans, aux USA (118).
- La limite de quantification de la plombémie par les laboratoires en activité en France n'est jamais supérieure à 10 µg/L (104) et la variabilité de la mesure est dorénavant estimée à environ 10 µg/L, pour les plombémies inférieures à 100 µg/L (103).
- La médiane, le 90^e, le 95^e et le 98^e percentiles de la plombémie des enfants de moins de 6 ans résidant en France étaient respectivement d'environ 15, 25, 35 et 50 µg/L, en 2008-2009 (22).
- Le nombre de cas incidents de saturnisme infantile dans sa définition actuelle (plombémie ≥ 100 µg/L) a diminué de plus de 80 % entre 1995 et 2012 alors que, dans le SNSPE, le nombre d'enfants dont la plombémie est au moins égale à 50 µg/L est environ 4 fois supérieur.

L'existence établie d'effets nocifs, dont certains sans seuil connus, du plomb en-deçà de 100 µg/L et l'amélioration des capacités analytiques justifient d'abaisser le seuil de plombémie définissant le saturnisme infantile et devant déclencher l'enquête environnementale pour l'identification des sources d'exposition et leur éradication.

Le HCSP, en l'absence de seuil d'innocuité, préconise une politique visant à la fois la réduction des expositions de tous les enfants, et aussi de cibler des moyens particuliers pour les plus exposés. Pour ces derniers il propose de fixer deux niveaux :

- *un niveau d'intervention rapide*, impliquant la déclaration obligatoire du cas et déclenchant une enquête environnementale, ainsi que l'ensemble des mesures collectives et individuelles qui sont actuellement déclenchées à partir d'une plombémie de 100 µg/L.
- *un niveau de vigilance*, indiquant la probable existence de sources d'exposition au plomb dans l'environnement et justifiant une information des familles sur les dangers du plomb et les sources usuelles d'imprégnation, une surveillance biologique rapprochée, ainsi que des conseils hygiéno-diététiques visant à diminuer l'exposition.

Pour le *niveau d'intervention rapide*, le HCSP préconise le 98^e percentile qui correspond à la concentration de 50 µg/L de la distribution de la plombémie chez les enfants de moins de 7 ans dans l'enquête Saturn-Inf de 2008-2009 (35). Autrement dit on peut s'attendre à ce que, en moyenne nationale, au cours de la période récente, de l'ordre de 2 % des enfants de 6 mois à 6 ans aient des valeurs de plombémie supérieures à 50 µg/L ; dans certaines régions et quartiers urbains, cette prévalence sera supérieure. Le nombre de cas incidents avec une plombémie au moins égale à 100 µg/L ayant été divisé par 5 entre 1995 et 2012 et celui des cas incidents avec une plombémie au moins égale à 50 µg/L étant seulement quatre fois supérieur, l'utilisation de ce nouveau niveau d'intervention ne devrait pas poser de problèmes logistiques insurmontables, sous réserve de maintenir (voire rétablir en certains endroits) les moyens humains nécessaires au sein des services compétents des ARS et collectivités locales. Les moyens à déployer sont ceux nécessaires au dépistage, à

son suivi et à la réalisation des enquêtes environnementales, mais aussi ceux qui sont nécessaires à la réduction de l'exposition aux sources de plomb identifiées. Dans ce dernier cadre, selon les cas, les mesures à mettre en œuvre sont à caractère environnemental et collectif (par exemple pour prévenir l'exposition à un sol pollué ou en cas de résidence dans un immeuble présentant des peintures au plomb dégradées etc.) ou/et individuel (usage d'ustensiles de cuisine ou autres produits riches en plomb, conseils de nettoyage régulier des poussières du sol de maison etc.), avec le panel de mesures d'accompagnement assurant l'effectivité de ces actions préventives. Il faut aussi repérer les autres enfants et les femmes enceintes exposées aux mêmes conditions ayant conduit à ces valeurs élevées de plombémie.

Pour le niveau de *vigilance*, le HCSP recommande la concentration de 25 µg/L, qui correspond au percentile 90 de la distribution de la plombémie chez les enfants de moins de 7 ans et à la moitié du seuil d'action rapide. Lorsque ce niveau est atteint, la surveillance biologique devrait être renforcée et le HCSP recommande une mesure au moins trimestrielle de la plombémie, tant que cette dernière est supérieure à 24 µg/L, chez un enfant de moins de 7 ans.

Selon le raisonnement adopté, les niveaux de plombémies guidant l'action publique vont donc évoluer avec le temps, en raison même des actions engagées pour lutter contre le saturnisme. Le HCSP préconise que les valeurs numériques correspondant aux prévalences de 2 % (percentile 98) et 10 % (percentile 90) soient actualisées tous les 10 ans au moyen d'enquêtes nationales permettant de produire une distribution représentative des plombémies de l'enfant. Cela implique donc que la définition du « saturnisme infantile », vue sous l'angle de la valeur de la plombémie devant entraîner des actions de soustraction au risque, pourra changer chaque décennie. Des enquêtes nationales comme Elfe, Esteban ou d'autres à venir peuvent être utilisées à cette fin ou devront être menées à cet effet.

Dépistage à partir de facteurs de risque individuels

Question 2 de la saisine : En cas de révision du seuil, faut-il relancer les actions de repérage individuel des enfants susceptibles d'avoir des plombémies élevées ? Quelles expositions faut-il cibler dans ce repérage ?

La recherche de facteurs individuels de risque d'exposition au plomb reste justifiée chez les enfants de moins de 7 ans et la découverte d'au moins un de ces facteurs implique la prescription d'un mesurage de la plombémie. Les facteurs de risque listés par le guide publié par la DGS en 2006 (17), restent, en l'attente des résultats de travaux en cours, pertinents, avec quelques aménagements :

- L'enfant habite ou fréquente régulièrement un bâtiment construit avant le 1^{er} janvier 1975 (surtout, s'il a été construit avant le 1^{er} janvier 1949³⁰) et
 - o les peintures y sont écaillées,
 - o ou des travaux de rénovation ont été récemment réalisés,
 - o ou l'enfant mange des écailles de peinture (comportement de pica).

³⁰ Des travaux récents (voir 4.3.1) indiquent que la date jusqu'à laquelle des peintures contenant des concentrations élevées de plomb ont été utilisées à l'intérieur des logements français doit être repoussée de 1948 à 1974. A noter cependant que dans l'enquête Plomb-Habitat (cf. section 4.3.1), il n'a pas été possible d'analyser la prévalence de la peinture à la céruse selon l'année de construction de chaque logement ; seules des périodes de construction ont pu être obtenues et utilisées pour l'analyse. L'année 1975 correspond à une limite de période de construction selon la nomenclature Insee. Il faut donc comprendre ce repère comme « jusqu'au début des années 1970 ». Pour une mise en œuvre sur le terrain, l'année 1975 est un repère de précaution, en tant que limite supérieure de la période de construction.

- Dans l'entourage de l'enfant, une autre personne (frère, sœur, camarade, mère...) est ou a été intoxiquée par le plomb.
- L'enfant habite ou fréquente régulièrement des lieux proches d'un site industriel à risque, en activité ou non.
- Les parents exercent une activité, professionnelle ou de loisir exposant au plomb (voir annexe 3 – guide de la DGS).
- L'enfant habite dans un logement construit avant 1955, situé dans une commune alimentée par une eau potable agressive et il consomme régulièrement l'eau du robinet³¹.
- L'enfant est arrivé récemment en France (exposition possible dans le pays d'origine).

Le guide de la DGS (17) recommande de réaliser systématiquement le repérage des facteurs de risque d'exposition au plomb, chez tous les enfants, à l'occasion des bilans des 9^e et 24^e mois de vie (donnant lieu à la rédaction des 2^e et 3^e certificats de santé) et d'en inscrire les résultats dans le carnet de santé de l'enfant. Cette recommandation doit être conservée. A cet effet, outre les facteurs indiqués précédemment, on s'intéressera en particulier à :

- une concentration de plomb dans l'eau de boisson dépassant la limite de qualité (> 10 µg/L)
- la présence de garde-corps métalliques ou de revêtements en plomb, au niveau des fenêtres, balcons ou terrasses du logement, quand il a été construit avant la fin du 20^e siècle,
- une exposition passive de l'enfant à la fumée de tabac au domicile de l'enfant,
- l'utilisation de cosmétiques traditionnels (khôl, surma, etc.) par une ou plusieurs personnes de l'entourage de l'enfant,
- l'utilisation de vaisselles artisanales au domicile de l'enfant.

Chez les femmes enceintes, le repérage des facteurs de risque d'exposition au plomb devrait systématiquement être réalisé à l'occasion de l'entretien prénatal du 4^e mois, conformément aux recommandations de la DGS. Cette recommandation de repérage peut évidemment être étendue à toutes les femmes en âge de procréer sans qu'elle ait alors un caractère contraignant. Ainsi, chez les femmes enceintes ou projetant une grossesse, les facteurs de risque à rechercher sont les suivants :

- activité professionnelle ou de loisir exposant au plomb, de l'intéressée ou de son entourage,
- travaux de rénovation producteurs de poussières dans un appartement ancien, au cours des 6 derniers mois,
- utilisation de remèdes ou de compléments alimentaires traditionnels,
- géophagie ou pica (consommation d'argile, de terre, de plâtre, d'écaillés de peintures...),
- utilisation de cosmétiques traditionnels (khôl, surma, etc.),
- utilisation de vaisselle en céramique artisanale,

³¹ Après une large utilisation du plomb dans les branchements au réseau public et les canalisations intérieures, les tuyaux en plomb ont cessé d'être utilisés sur les canalisations des réseaux intérieurs de distribution dans les années 1950, grâce à l'évolution de la réglementation et des pratiques professionnelles. (Sources : <http://www.sante.gouv.fr/les-canalisation-en-plomb.html> et <http://www.developpement-durable.gouv.fr/L-eau-potable-et-les-canalisation,12971.html>)

- conservation d'aliments ou de boissons dans des récipients en étain ou en cristal,
- présence de canalisations en plomb dans le logement,
- antécédents personnels d'intoxication par le plomb,
- logement ou séjours habituels à proximité d'un site industriel rejetant ou ayant rejeté du plomb.

Il est important de diffuser largement l'information relative à ces facteurs individuels de risque susceptibles de motiver un dépistage individuel, sous une forme synthétique apportant une aide à la décision auprès des professionnels de santé. Plus largement, les professionnels de santé devraient être sensibilisés à la problématique du saturnisme infantile et de son dépistage.

Prise en charge des personnes dont la plombémie dépasse le niveau de vigilance ou le niveau d'intervention rapide

Comme indiqué précédemment, le dépassement du niveau de vigilance (25 µg/L) implique la mise en œuvre d'une surveillance biologique rapprochée, ainsi qu'une information de l'intéressé et/ou de son entourage sur les dangers du plomb et les principales sources d'exposition à ce métal et des conseils hygiéno-diététiques visant à diminuer l'exposition.

Le dépassement du niveau d'intervention rapide implique la déclaration obligatoire du cas et déclenche une enquête environnementale ; des mesures complémentaires peuvent être nécessaires (recherche de complications, mise en œuvre d'un traitement et/ou d'une surveillance médicale) ; elles dépendent du niveau de la plombémie.

La teneur des conseils hygiéno-diététiques, le contenu de l'enquête environnementale, celui de la surveillance médicale renforcée, les indications du traitement et ses modalités ont fait l'objet de recommandations en 2003 (10) et en 2006 (17). Ces documents nécessitent d'être actualisés avec le concours des professionnels concernés, pour être adaptés aux nouveaux niveaux d'action et pour prendre en compte les progrès des connaissances.

Dépistage à partir de facteurs de risque environnementaux.

Question 3 de la saisine :

(a) Dans les populations surexposées au plomb (sols pollués, etc.), les mesures de gestion visant à diminuer cette exposition doivent-elles être déclenchées sur la base de dosages de plombémies systématiques, de dosages aléatoires, ou uniquement sur les seules données environnementales d'exposition ?

(b) Si le dosage de la plombémie est retenu, quelle valeur est applicable à ces populations, en distinguant les sous-populations les plus sensibles (les femmes enceintes ou en âge de procréer, les enfants) ?

(c) si les données d'expositions environnementales sont retenues, quelle valeur faut-il retenir pour déclencher les mesures de gestion ?

En cohérence avec la définition du « niveau d'intervention rapide » énoncée plus haut, un dépistage des individus surexposés au plomb est préconisé dans la population des enfants de moins de 7 ans et chez les femmes enceintes ou envisageant une grossesse à court terme (dans les 6 mois), quand des investigations environnementales des lieux de vie de ces populations cibles ont objectivé une contamination, d'au moins un milieu propre à entraîner

une élévation de la plombémie au-delà de 50 µg/L. Ces investigations environnementales auront été conduites lorsque le contexte montrait un potentiel de contamination des milieux (site industriel, actif ou non, associé à l'émission de plomb, habitat ancien non réhabilité avec présence probable de plomb dans les espaces privés ou communs, présence d'anciennes canalisations en plomb).

Le tableau 10 de la section 4.5.4, repris ci-dessous, indique les concentrations correspondant au « niveau déclenchant un dépistage », dans les différents milieux.

Tableau 10 : Valeurs de contamination des milieux d'exposition devant conduire à un dépistage du saturnisme infantile.

Milieu	Sols	Poussières déposées dans les logements	Eau de boisson
Concentration moyenne entraînant un dépistage du saturnisme (plombémie attendue > 50 µg/L chez environ 5 % des enfants)	300 mg(Pb)/kg(sol)	70 µg/m ²	20 µg/L

Le fait que le dépistage ne retrouve pas de sujet présentant des valeurs élevées de plombémies ne signifie pas que la situation est satisfaisante ; cela peut être le reflet de la taille réduite de la population concernée ou du fait que l'intensité du contact avec le milieu contaminé se situe en deçà des valeurs conventionnelles retenues pour la modélisation de l'exposition. Cela peut être vrai au moment de la campagne de dépistage mais pour autant le potentiel d'exposition et donc la menace restent présents et peuvent se manifester dans le futur. Une analyse approfondie du risque doit être conduite en tout état de cause, en portant une attention particulière aux sols d'espaces collectifs habituellement fréquentés par des enfants, comportant notamment une évaluation des conditions d'exposition actuelles et futures envisageables, afin d'en tirer les mesures de gestion jugées les plus pertinentes dans le contexte particulier.

Par ailleurs, le HCSP a proposé la définition du « niveau de vigilance » correspondant à une plombémie supérieure à 24 µg/L (mais inférieure à 50 µg/L). Ce niveau n'implique pas de dépistage mais un suivi et des conseils. Cependant, dans le cas particulier des sols d'espaces collectifs habituellement fréquentés par des enfants (aire de jeu, cour de récréation, parc public, jardins municipaux partagés, etc.), lorsque les teneurs atteignent des niveaux susceptibles d'induire une exposition des enfants présents localement telle que la plombémie attendue est supérieure ou égale à 25 µg/L chez au moins 5 % des enfants (soit pour des teneurs moyennes supérieures à 100 ppm dans le sol), une évaluation des risques fondée sur la VTR proposée par l'Efsa et prenant en compte les conditions locales d'exposition, est nécessaire dans le but d'évaluer la nécessité et d'aider au dimensionnement des mesures de gestion à mettre en œuvre. Cette évaluation des risques devra être suivie d'une analyse technico-économique pour déterminer les mesures de gestions spécifiques à ce site. Dans le contexte d'un quartier d'habitat ancien aux peintures dégradées, on pourrait être amené à mesurer le plomb dans les poussières de maison. La découverte de valeurs supérieures à 25 µg(Pb)/m² (mais inférieures à 70 µg(Pb)/m²) devrait conduire à donner des conseils hygiéno-diététiques aux familles et l'accompagnement social approprié.

La saisine adressée au HCSP porte sur la définition actualisée du saturnisme infantile et sur les stratégies à mettre en œuvre pour repérer les enfants à risque d'avoir des valeurs élevées de plomb sanguin. Si ces stratégies reposent sur l'identification des situations à risque d'exposition, donc sur la détermination des niveaux déclenchant un dépistage dans les milieux contribuant le plus à ce risque, telles qu'énoncées dans le tableau précédent, cette saisine ne porte pas sur la définition d'une politique nationale de gestion des sources et

voies d'exposition au plomb ni sur la fixation d'objectifs de qualité des milieux, singulièrement des sols. Les valeurs de contamination des milieux d'exposition devant conduire à un dépistage du saturnisme infantile ci-dessus ne sont donc pas des seuils d'effet ou des objectifs de qualité des milieux mais des seuils pour lesquels le risque d'imprégnation élevée justifie l'identification des individus concernés au sein des populations.

Le HCSP considère en effet, pour les sols contaminés, qu'il n'est pas pertinent de fixer un objectif de qualité qui s'appliquerait pour tout type de sol tant est variable la biodisponibilité du plomb (en fonction de la nature du sol et des espèces du plomb) et tant sont variées les conditions et circonstances d'exposition. La définition d'objectifs de qualité doit nécessairement intégrer une analyse des circonstances particulières de contact entre les enfants et les milieux considérés, expertise qui ne peut être conduite qu'à l'échelle locale, site par site, permettant d'en dériver les mesures de gestion jugées les plus appropriées.

Objectif de réduction de la plombémie

Question 4 de la saisine : Faut-il fixer un objectif de diminution de la plombémie pour les enfants et la population générale ? Dans l'affirmative, la prévalence du saturnisme ayant diminué significativement entre 1996 et 2008, quelle devrait être la cible à atteindre pour la période 2013-2017 vis-à-vis du seuil actuel ou du seuil révisé ?

Plusieurs des effets toxiques du plomb étant sans seuil, la plombémie, en particulier celle des jeunes enfants et des femmes enceintes, doit être aussi faible que possible. Le respect de la VTR (BMDL_{0.1}) de l'Efsa (12 µg/L) correspondant à la perte d'un point de QI devrait être un objectif cible pour garantir un risque minimum, en l'état actuel des connaissances. Un objectif complémentaire est de diminuer le niveau d'imprégnation des 2 % d'enfants les plus exposés au plomb.

Le HCSP recommande donc les objectifs suivants à atteindre pour 2017 :

- plombémie moyenne (géométrique) attendue en population générale : 12 µg/L ;
- percentile 98 attendu de la distribution des plombémies en population générale : 40 µg/L.

Concernant les adolescents, les adultes et les personnes âgées, le HCSP constate que les données complètes requises pour procéder à une évaluation du risque et définir sur cette base les critères de gestion de ce risque ne sont pas disponibles. En conséquence, il ne se prononce pas sur ces groupes, sauf à recommander la conduite d'études permettant de lever ses inconnues.

A ces préconisations en réponse aux questions de la saisine, le HCSP souhaite rajouter une préconisation sur le retour d'expérience : l'ensemble des données recueillies lorsque des milieux de contact (sols, poussières de maison, eau de boisson) présentent des concentrations de plomb excédant les niveaux déclenchant un dépistage préconisés dans ce rapport (tableau 10) devraient être réunies dans une base de données nationale alimentées conjointement par les Dreal et les ARS concernées, où seront saisis les résultats des mesurages dans les milieux (avec spécification de la stratégie d'échantillonnage et méthodes de mesure) et des analyses de plombémie qui doivent en résulter, assorties d'informations caractérisant les sujets et conditions d'exposition. Cette base de données sera un précieux outil de connaissance pour l'étude des facteurs influençant la relation entre teneurs environnementales et plombémies.

BIBLIOGRAPHIE

1. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). Scientific Opinion on Lead in Food. EFSA J. 2010;8(4):1570:151.
2. Santé Canada. Rapport final sur l'état des connaissances scientifiques concernant les effets du plomb sur la santé humaine [Internet]. Santé Canada; 2013 Février. Available from: <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/dhhsr1-rpecscepsh/index-fra.php>
3. National Toxicology Program. NTP Monograph: Health Effects of Low-Level Lead. NTP Monogr. 2012 Jun;(1):i-148.
4. Anses. Avis de l'Anses et rapport d'expertise collective relatif aux expositions au plomb : effets sur la santé associés à des plombémies inférieures à 100 µg/L [Internet]. Anses; 2013 Jan p. 137. Available from: <http://www.anses.fr/fr/content/les-effets-du-plomb-sur-la-sant%C3%A9-associ%C3%A9s-%C3%A0-des-plomb%C3%A9mies-inf%C3%A9rieures-%C3%A0-100-%C2%B5g/l>
5. 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 Jul;113(7):894-9.
6. Navas-Acien A, Tellez-Plaza M, Guallar E, Muntner P, Silbergeld E, Jaar B, et al. Blood cadmium and lead and chronic kidney disease in US adults: a joint analysis. Am J Epidemiol. 2009 Nov 1;170(9):1156-64.
7. LOI n° 98-657 du 29 juillet 1998 d'orientation relative à la lutte contre les exclusions. 98-657 juillet, 1998.
8. Inserm (Institut national de la santé et de la recherche médicale). Plomb dans l'environnement : Quels risques pour la santé ? [Internet]. Les éditions Inserm; 1999 [cited 2014 May 5]. 461p p. Available from: <http://www.ipubli.inserm.fr/handle/10608/195>
9. Circulaire DGS/7 n° 2002-309 du 3 mai 2002, définissant les orientations du ministère chargé de la santé et des actions à mettre en œuvre par les DDASS, DRASS et SCHS dans le domaine des intoxications au plomb pour l'année 2002. BO n° 2002-22. [Internet]. [cited 2014 May 5]. Available from: <http://www.sante.gouv.fr/fichiers/bo/2002/02-22/a0222126.htm>
10. Anaes (Agence nationale d'accréditation et d'évaluation en santé), SFSP (Société française de santé publique), SFP (Société française de pédiatrie). Conférence de consensus : Intoxication par le plomb de l'enfant et de la femme enceinte : prévention et prise en charge médico-sociale. Lille, 5 et 6 novembre 2003. Santé publique, n° spécial. 2004 Oct;252p.
11. Arrêté du 5 février 2004 relatif à l'organisation d'un système national de surveillance des plombémies de l'enfant mineur [Internet]. Available from: <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000613067&dateTexte=>
12. CDC (Centers for Disease Control and Prevention), and Prevention. Screening Young Children for Lead Poisoning: Guidance for State and Local Public Health Officials [Internet]. Atlanta: CDCP; 1997. Available from: <http://www.cdc.gov/nceh/lead/publications/screening.htm>
13. Osha (Occupational safety and health administration). OSHA criteria for laboratory proficiency in blood lead analysis. Arch Environ Health. 1982 Feb;37(1):58-60.
14. Stanton N. Blood lead proficiency testing: overview of the federally sponsored program in the U.S. J Int Fed Clin Chem IFCC. 1993 Sep;5(4):158-61.
15. RNSP (Réseau National de Santé Publique), DGS (Direction Générale de la Santé), Inserm (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale). Surveillance de la population française vis-à-vis du risque saturnin [Internet]. Saint-Maurice : Réseau National de Santé Publique; 1997 [cited 2014 May 5]. 90p p. Available from: http://opac.invs.sante.fr/index.php?lvl=notice_display&id=6316

16. Inserm (Institut national de la santé et de la recherche médicale), InVS (Institut de veille sanitaire). Saturnisme : Quelles stratégies de dépistage chez l'enfant ? Les éditions Inserm; 2008. 300p p.
17. DGS (Direction générale de la santé). Guide pratique - L'intoxication par le plomb de l'enfant et de la femme enceinte : Dépistage et prise en charge [Internet]. 2006 [cited 2014 May 5]. 31 p. Available from: http://www.sante.gouv.fr/IMG/pdf/guide_depistage_saturnisme.pdf
18. Canoui-Poitaine F, Poisot D, Lagarce L, Harry P, Cezard C, Mathieu-Nolf M, et al. Dépistage du saturnisme de l'enfant en France de 1995 à 2002 [Internet]. Institut de veille sanitaire; 2008 Avril p. 60. Available from: <http://www.ladocumentationfrancaise.fr/rapports-publics/084000239/>
19. Chatelot J, Bretin P, Lecoffre C, DSE. Dépistage du saturnisme de l'enfant en France en 2003 et 2004 [Internet]. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2008 Mar p. 59. Available from: http://opac.invs.sante.fr/index.php?lvl=notice_display&id=3583
20. Lecoffre C, Proveni C, Garnier R, Lagarce L, Sabouraud S, Heyman C, et al. Dépistage du saturnisme chez l'enfant en France : données de surveillance 2005-2007. BEH. 2010 Oct 12;(38-39):397-400.
21. Lecoffre C, Ménard E. Saturnisme chez l'enfant, France, 2008-2011 : Résultats [Internet]. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2014 [cited 2014 May 5]. 51p p. Available from: <http://www.invs.sante.fr/Publications-et-outils/Rapports-et-syntheses/Environnement-et-sante/2014/Saturnisme-chez-l-enfant-France-2008-2011>
22. Etchevers A, Lecoffre C, Tertre AL, Strat YL, Saturn-Inf GI, Launay CD, et al. Imprégnation des enfants par le plomb en France en 2008-2009. BEH Web [Internet]. 2010 mai [cited 2014 May 5];(2). Available from: <http://www.invs.sante.fr/behweb/2010/02/index.htm>
23. Gibson JL. A plea for painted railings and painted walls of rooms as the source of lead poisoning amongst Queensland children. 1904. Public Health Rep Wash DC 1974. 2005 Jun;120(3):301-4.
24. Guillerme A. La céruse. Tech Cult En Ligne [Internet]. 2002 [cited 2014 May 6];(38). Available from: <http://tc.revues.org/216>
25. 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. Environ Res. 2012 Jul;116:58-65.
26. Lucas J-P, Bretin P, Douay F, Etchevers A, Glorennec P, Kirchner S, et al. Etude Plomb-Habitat. Contamination par le plomb des logements français abritant au moins un enfant âgé de 6 mois à 6 ans. CSTB (Centre scientifique et technique du bâtiment); 2012 p. 168p.
27. Lucas J-P. Historique de la réglementation relative à l'emploi de la céruse et des dérivés du plomb dans la peinture en France. Environ Risques Santé. 2011;10:316-22.
28. Lanphear BP, Hornung R, Ho M. Screening housing to prevent lead toxicity in children. Public Health Rep Wash DC 1974. 2005 Jun;120(3):305-10.
29. Lucas J-P, Bellanger L, Le Strat Y, Le Tertre A, Glorennec P, Le Bot B, et al. Source contributions of lead in residential floor dust and within-home variability of dust lead loading. Sci Total Environ. 2014 Feb 1;470-471:768-79.
30. Lanphear BP, Weitzman M, Winter NL, Eberly S, Yakir B, Tanner M, et al. Lead-contaminated house dust and urban children's blood lead levels. Am J Public Health. 1996 Oct;86(10):1416-21.
31. Lanphear BP, Matte TD, Rogers J, Clickner RP, Dietz B, Bornschein RL, et al. The contribution of lead-contaminated house dust and residential soil to children's blood lead levels. A pooled analysis of 12 epidemiologic studies. Environ Res. 1998 Oct;79(1):51-68.
32. Lanphear BP, Hornung R, Ho M, Howard CR, Eberly S, Knauf K, et al. Environmental lead exposure during early childhood. J Pediatr. 2002 Jan;140(1):40-7.
33. Oulhote Y, Le Tertre A, Etchevers A, Le Bot B, Lucas J-P, Mandin C, et al. Implications of different residential lead standards on children's blood lead levels in France: predictions based on a national cross-sectional survey. Int J Hyg Environ Health. 2013 Nov;216(6):743-50.

34. Commission européenne - Direction générale de la recherche et de l'innovation. Developing a new protocol for the monitoring of lead in drinking water, contract SMT4-CT96-2112 [Internet]. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities; 1999 [cited 2014 May 6]. Available from: <http://bookshop.europa.eu/fr/developing-a-new-protocol-for-the-monitoring-of-lead-in-drinking-water-contract-smt4-ct96-2112-pbCGNA19087/>
35. Etchevers A, Bretin P, Lecoffre C, Bidondo M-L, Le Strat Y, Glorennec P, et al. Blood lead levels and risk factors in young children in France, 2008-2009. *Int J Hyg Environ Health*. 2014 May;217(4-5):528–37.
36. Etchevers A, Tertre AL, Lucas J-P. Environmental determinants of different Blood Lead Levels of children: a quantile analysis of a nationwide survey. *Soumission En Cours*. 2014;
37. Laperche V, Dictor MC, Clozel-Leloup B, Baranger P. Guide méthodologique du plomb, appliqué à la gestion des sites pollués [Internet]. BRGM (Bureau de recherches géologiques et minières); 2004 Juin p. 136. Report No.: RP-52881-FR. Available from: <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-52881-FR.pdf>
38. Dor F, Denys S, les membres du GT. Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants. État des connaissances et propositions [Internet]. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2012 [cited 2014 May 6]. 83 p. Available from: <http://www.invs.sante.fr/Publications-et-outils/Guides/Quantites-de-terre-et-poussieres-ingerees-par-un-enfant-de-moins-de-6-ans-et-bioaccessibilite-des-polluants>
39. Airparif. Surveillance des métaux dans l'air ambiant [Internet]. AIRPARIF; 2008 Juin p. 48. Available from: http://www.airparif.asso.fr/_pdf/publications/Rapmontereau_biblio.pdf
40. MEDDE (Ministère de l'Ecologie, du Développement durable et de l'Energie). Bilan de la qualité de l'air en France en 2012 et principales tendances observées au cours de la période 2000-2012 [Internet]. 2013. Available from: http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Bilan_de_la_qualite_de_l_air_2012_v_finale_corrige_.pdf
41. Citepa. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France - séries sectorielles et analyses étendues. Format SECTEN [Internet]. 2013 Avril. Available from: http://www.citepa.org/images/III-1_Rapports_Inventaires/secten_avril2013_indB_sec.pdf
42. Fantino M, Gourmet E. [Nutrient intakes in 2005 by non-breast fed French children of less than 36 months]. *Arch Pédiatrie Organe Off Société Fr Pédiatrie*. 2008 Apr;15(4):446–55.
43. Afssa. Étude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires 2 (INCA 2) 2006-2007 [Internet]. Anses; 2009 Sep. Available from: <http://www.anses.fr/fr/content/inca-2-les-r%C3%A9sultats-dune-grande-%C3%A9tude>
44. Anses. Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2) - Avis [Internet]. Anses; 2011 juin. Available from: <http://www.anses.fr/fr/documents/PASER2006sa0361.pdf>
45. Sirot V, Volatier JL, Calamassi-Tran G, Dubuisson C, Menard C, Dufour A, et al. Core food of the French food supply: second Total Diet Study. *Food Addit Contam Part Chem Anal Control Expo Risk Assess*. 2009 May;26(5):623–39.
46. Douay F, Planque J, Loriette A, Fourrier H. Campagnes de mesures des teneurs en plomb et en cadmium autour de l'ancien site industriel Metaleurop Nord à Noyelles-Godault - Tome 1. pour le compte de l'Ademe; 2011 Février p. 138.
47. Douay F, Pelfrène A, Planque J, Fourrier H, Richard A, Roussel H, et al. Assessment of potential health risk for inhabitants living near a former lead smelter. Part 1: metal concentrations in soils, agricultural crops, and homegrown vegetables. *Environ Monit Assess*. 2013 May;185(5):3665–80.
48. Pelfrène A, Douay F, Richard A, Roussel H, Girondelot B. Assessment of potential health risk for inhabitants living near a former lead smelter. Part 2: site-specific human health risk assessment of Cd and Pb contamination in kitchen gardens. *Environ Monit Assess*. 2013 Apr;185(4):2999–3012.
49. Lecoffre C. Surveillance du saturnisme chez l'enfant 2005-2010. Point sur les enfants adoptés originaires d'Haïti. Juin 2011. [Internet]. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2011 p. 7. Available from: <http://www.invs.sante.fr/Publications-et-outils/Rapports-et->

syntheses/Environnement-et-sante/2011/Surveillance-du-saturnisme-chez-l-enfant-2005-2010-Point-sur-les-enfants-adoptes-originares-d-Haiti.-Juin-2011

50. Bretin P. Intérêt d'une limitation des usages du plomb dans certains produits de consommation. Note technique [Internet]. Saint-Maurice: InVS - DSE; 2008 p. 26. Available from: http://opac.invs.sante.fr/index.php?lvl=notice_display&id=3734
51. Kervegant M, Glaizal M, Tichadou L, Hayek-Lanthois M, de Haro L. Risque d'imprégnation par le plomb lors d'usage quotidien de khôl. *Presse Médicale*. 2012 Feb;41(2):203–4.
52. Mojdehi GM, Gurtner J. Childhood lead poisoning through kohl. *Am J Public Health*. 1996 Apr;86(4):587–8.
53. Shaltout A, Yaish SA, Fernando N. Lead encephalopathy in infants in Kuwait. A study of 20 infants with particular reference to clinical presentation and source of lead poisoning. *Ann Trop Paediatr*. 1981 Dec;1(4):209–15.
54. Yazbeck C, Cheymol J, Dandres A-M, Barbéry-Courcoux A-L. Intoxication au plomb chez la femme enceinte et le nouveau-né : bilan d'une enquête de dépistage. *Arch Pédiatrie Organe Off Société Fr Pédiatrie*. 2007 Jan;14(1):15–9.
55. Rahbar MH, White F, Agboatwalla M, Hozhabri S, Luby S. Factors associated with elevated blood lead concentrations in children in Karachi, Pakistan. *Bull World Health Organ*. 2002;80(10):769–75.
56. CDC (Centers for Disease Control and Prevention). Childhood lead poisoning from commercially manufactured French ceramic dinnerware--New York City, 2003. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep*. 2004 Jul 9;53(26):584–6.
57. Jouglard J, de Haro L, Arditti J, Cottin C. Un pichet de vin à l'origine d'un cas de saturnisme. *Presse Médicale*. 1996;25:600.
58. Manor E, Freundlich E. Lead poisoning from ceramics in the Arab population. *Arch Toxicol Suppl Arch Für Toxikol Suppl*. 1983;6:275–8.
59. Sabouraud S, Coppéré B, Rousseau C, Testud F, Pulce C, Tholly F, et al. Intoxication par le plomb lié à la consommation de boisson conserve dans une cruche artisanale en céramique vernissée. *Rev Médecine Interne Fondée Par Société Natl Française Médecine Interne*. 2009 Dec;30(12):1038–43.
60. Albahary C, Boudene C. Saturnisme alimentaire par bouchon-verseur de vinaigrier; remarquable effet d'un détoxifiant: le versenate de calcium disodique (Ca EDTA). *Sem Hôp Organe Fondé Par Assoc Enseign Méd Hôp Paris*. 1957;33(14):912–6.
61. Ng R, Martin DJ. Lead poisoning from lead-soldered electric kettles. *Can Med Assoc J*. 1977 Mar 5;116(5):508–9, 512.
62. Shannon M. Lead poisoning from an unexpected source in a 4-month-old infant. *Environ Health Perspect*. 1998 Jun;106(6):313–6.
63. Dickinson L, Reichert EL, Ho RC, Rivers JB, Kominami N. Lead poisoning in a family due to cocktail glasses. *Am J Med*. 1972 Mar;52(3):391–4.
64. Graziano JH, Blum C. Lead exposure from lead crystal. *Lancet*. 1991 Jan 19;337(8734):141–2.
65. Natelson EA, Fred HL. Lead poisoning from cocktail glasses. Observations on two patients. *JAMA J Am Med Assoc*. 1976 Nov 29;236(22):2527.
66. Carrier P, Legros R, Le Sidaner A, Morel A, Harry P, Moesch C, et al. Intoxication par ingestion de plombs de pêche. *Rev Médecine Interne Fondée Par Société Natl Française Médecine Interne*. 2012 Dec;33(12):697–9.
67. Fergusson JA, Malecky G, Simpson E. Lead foreign body ingestion in children. *J Paediatr Child Health*. 1997 Dec;33(6):542–4.
68. Mowad E, Haddad I, Gemmel DJ. Management of lead poisoning from ingested fishing sinkers. *Arch Pediatr Adolesc Med*. 1998 May;152(5):485–8.
69. St Clair WS, Benjamin J. Lead intoxication from ingestion of fishing sinkers: a case study and review of the literature. *Clin Pediatr (Phila)*. 2008 Jan;47(1):66–70.

70. Gellert GA, Meyers HB, Yeung A. Risk of pediatric lead poisoning from nonenvironmental exposures: gun ownership. *Am J Dis Child* 1993 Jul;147(7):720–2.
71. Greensher J, Mofenson HC, Balakrishnan C, Aleem A. Lead poisoning from ingestion of lead shot. *Pediatrics*. 1974 Nov;54(5):641–3.
72. Gorospe EC, Gerstenberger SL. Atypical sources of childhood lead poisoning in the United States: a systematic review from 1966-2006. *Clin Toxicol Phila Pa*. 2008 Sep;46(8):728–37.
73. Larsen AR, Blanton RH. Appendicitis due to bird shot ingestion: a case study. *Am Surg*. 2000 Jun;66(6):589–91.
74. Schwarz KA, Alsop JA. Pediatric ingestion of seven lead bullets successfully treated with outpatient whole bowel irrigation. *Clin Toxicol Phila Pa*. 2008 Nov;46(9):919.
75. Treble RG, Thompson TS. Elevated blood lead levels resulting from the ingestion of air rifle pellets. *J Anal Toxicol*. 2002 Sep;26(6):370–3.
76. Hunt WG, Watson RT, Oaks JL, Parish CN, Burnham KK, Tucker RL, et al. Lead bullet fragments in venison from rifle-killed deer: potential for human dietary exposure. *PloS One*. 2009;4(4):e5330.
77. Johansen P, Asmund G, Riget F. High human exposure to lead through consumption of birds hunted with lead shot. *Environ Pollut Barking Essex* 1987. 2004;127(1):125–9.
78. Blank E, Howieson J. Lead poisoning from a curtain weight. *JAMA J Am Med Assoc*. 1983 Apr 22;249(16):2176–7.
79. Christiaens L, Fontaine G. L'intoxication saturnine chez l'enfant (à propos d'une "affaire" de collier). *Pédiatrie*. 1963;18:143–70.
80. VanArsdale JL, Leiker RD, Kohn M, Merritt TA, Horowitz BZ. Lead poisoning from a toy necklace. *Pediatrics*. 2004 Oct;114(4):1096–9.
81. Besson-Leaud M, Lavaud J, Buneaux F, Gendrel D, Frejaville JP, Nordmann Y. Intoxication aiguë par le plomb dans la période périnatale. A propos d'un cas d'encéphalopathie aiguë saturnine chez un enfant de six semaines, traitée par dialyse péritonéale. *Ann Pédiatrie*. 1977 May;24(5):373–82.
82. Abu Melha A, Ahmed NA, el Hassan AY. Traditional remedies and lead intoxication. *Trop Geogr Med*. 1987 Jan;39(1):100–3.
83. CDC (Centers for Disease Control and Prevention). Use of lead tetroxide as a folk remedy for gastrointestinal illness. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep*. 1981 Nov 6;30(43):546–7.
84. CDC (Centers for Disease Control and Prevention). Lead poisoning from Mexican folk remedies--California. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep*. 1983 Oct 28;32(42):554–5.
85. CDC (Centers for Disease Control and Prevention). Lead poisoning-associated death from Asian Indian folk remedies--Florida. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep*. 1984 Nov 16;33(45):638, 643–5.
86. CDC (Centers for Disease Control and Prevention). Lead poisoning associated with use of traditional ethnic remedies--California, 1991-1992. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep*. 1993 Jul 16;42(27):521–4.
87. Cheng TJ, Wong RH, Lin YP, Hwang YH, Horng JJ, Wang JD. Chinese herbal medicine, sibship, and blood lead in children. *Occup Environ Med*. 1998 Aug;55(8):573–6.
88. Fernando NP, Healy MA, Aslam M, Davis SS, Hussein A. Lead poisoning and traditional practices: the consequences for world health. A study in Kuwait. *Public Health*. 1981 Sep;95(5):250–60.
89. Coon T, Miller M, Shirazi F, Sullivan J. Lead toxicity in a 14-year-old female with retained bullet fragments. *Pediatrics*. 2006 Jan;117(1):227–30.
90. Dillman RO, Crumb CK, Lidsky MJ. Lead poisoning from a gunshot wound. Report of a case and review of the literature. *Am J Med*. 1979 Mar;66(3):509–14.
91. Kikano GE, Stange KC. Lead poisoning in a child after a gunshot injury. *J Fam Pract*. 1992 Apr;34(4):498–500, 502, 504.

92. Magos L. Lead poisoning from retained lead projectiles. A critical review of case reports. *Hum Exp Toxicol*. 1994 Nov;13(11):735–42.
93. Miller MB, Curry SC, Kunkel DB, Arreola P, Arvizu E, Schaller K, et al. Pool cue chalk: a source of environmental lead. *Pediatrics*. 1996 Jun;97(6 Pt 1):916–7.
94. Apostolou A, Garcia-Esquinas E, Fadrowski JJ, McLain P, Weaver VM, Navas-Acien A. Secondhand tobacco smoke: a source of lead exposure in US children and adolescents. *Am J Public Health*. 2012 Apr;102(4):714–22.
95. Etchevers A, Bretin P, Tertre AL, Lecoffre C. Imprégnation des enfants français par le plomb en 2008-2009. Enquête Saturn-Inf 2008-2009 Enquête nationale de prévalence du saturnisme chez les enfants de 6 mois à 6 ans [Internet]. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2013 [cited 2014 May 6]. 51 p. Available from: <http://www.invs.sante.fr/Publications-et-outils/Rapports-et-syntheses/Environnement-et-sante/2013/Impregnation-des-enfants-francais-par-le-plomb-en-2008-2009>
96. Gwiazda RH, Smith DR. Lead isotopes as a supplementary tool in the routine evaluation of household lead hazards. *Environ Health Perspect*. 2000 Nov;108(11):1091–7.
97. Oulhote Y, Le Bot B, Poupon J, Lucas J-P, Mandin C, Etchevers A, et al. Identification of sources of lead exposure in French children by lead isotope analysis: a cross-sectional study. *Environ Health Glob Access Sci Source*. 2011;10:75.
98. Dixon SL, Gaitens JM, Jacobs DE, Strauss W, Nagaraja J, Pivetz T, et al. Exposure of U.S. children to residential dust lead, 1999-2004: II. The contribution of lead-contaminated dust to children's blood lead levels. *Environ Health Perspect*. 2009 Mar;117(3):468–74.
99. Levallois P, St-Laurent J, Gauvin D, Courteau M, Prévost M, Campagna C, et al. The impact of drinking water, indoor dust and paint on blood lead levels of children aged 1-5 years in Montréal (Québec, Canada). *J Expo Sci Environ Epidemiol*. 2014 Apr;24(2):185–91.
100. Anses. Exposition agrégée au plomb : Prise en compte des différentes voies d'exposition. Anses; 2014 Jan. Report No.: Appui à la saisine 2013-SA-0092-Plomb.
101. US EPA. Exposure Factors Handbook 2011 Edition [Internet]. Washington, DC: National Center for Environmental Assessment; 2011. Report No.: EPA/600/R-09/052F. Available from: <http://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252>
102. 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.
103. Labat L, Olichon D, Poupon J, Bost M, Haufroid V, Moesch C, et al. Variabilité de la mesure de la plombémie pour de faibles concentrations proches du seuil de 100 µg/L : étude multicentrique. *Ann Toxicol Anal*. 2006;18(4):297–304.
104. Olichon D, Labat L, Poupon J, Bost M, Haufroid V, Moesch C, et al. Approche analytique de la limite de quantification pour le dosage du plomb sanguin : étude multicentrique. *Ann Toxicol Anal*. 2007;19(1):31–6.
105. Pineau A, Otz J, Guillard O, Fauconneau B, Dumont G, François-Burg E. L'évaluation externe de la qualité des analyses de plombémie organisée par l'Agence nationale de sécurité du médicament et des produits de santé : bilan de 15 années de contrôle. *Ann Biol Clin (Paris)*. 2014;72(1):49–56.
106. Glorennec P, Ledrans M, Fabres B. [Decision tools for selecting industrial sites where a systematic blood lead screening should be implemented]. *Rev Dépidémiologie Santé Publique*. 2006 Apr;54(2):117–25.
107. Glorennec P, Ledrans M, Dor F, Rouil L, Pelinski P, Beau C, et al. dépistage du saturnisme infantile : autour des sources industrielles de plomb : analyse de la pertinence de la mise en oeuvre d'un dépistage : du diagnostic environnemental à l'estimation des expositions. tome 1. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2002. 70 p.
108. Glorennec P, Declercq C. Performance of several decision support tools for determining the need for systematic screening of childhood lead poisoning around industrial sites. *Eur J Public Health*. 2007 Feb;17(1):47–52.

109. White PD, Van Leeuwen P, Davis BD, Maddaloni M, Hogan KA, Marcus AH, et al. The conceptual structure of the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children. *Environ Health Perspect.* 1998 Dec;106 Suppl 6:1513–30.
110. Falq G, Zeghnoun A, Pascal M, Vernay M, Le Strat Y, Garnier R, et al. Blood lead levels in the adult population living in France the French Nutrition and Health Survey (ENNS 2006-2007). *Environ Int.* 2011 Apr;37(3):565–71.
111. Glorennec P. Analysis and reduction of the uncertainty of the assessment of children's lead exposure around an old mine. *Environ Res.* 2006 Feb;100(2):150–8.
112. Denys S, Caboche J, Tack K, Rycken G, Wragg J, Cave M, et al. In vivo validation of the unified BARGE method to assess the bioaccessibility of arsenic, antimony, cadmium, and lead in soils. *Environ Sci Technol.* 2012 Jun 5;46(11):6252–60.
113. Le Bot B, Gilles E, Durand S, Glorennec P. Bioaccessible and quasi-total metals in soil and indoor dust. *Eur J Mineral.* 2010;22(5):651–7.
114. Glorennec P, Lucas J-P, Mandin C, Le Bot B. French children's exposure to metals via ingestion of indoor dust, outdoor playground dust and soil: contamination data. *Environ Int.* 2012 Sep 15;45:129–34.
115. Le Bot B, Gilles E, Durand S, Glorennec P. Measuring soils bioaccessibility: a promising preliminary assessment of an alternative to the Unified Barge Method [Internet]. 2013 [cited 2014 May 6]. Available from: <http://www.bgs.ac.uk/news/events/bioavailabilityWorkshop/programme.html>
116. Wilhelm M, Heinzow B, Angerer J, Schulz C. Reassessment of critical lead effects by the German Human Biomonitoring Commission results in suspension of the human biomonitoring values (HBM I and HBM II) for lead in blood of children and adults. *Int J Hyg Environ Health.* 2010 Jul;213(4):265–9.
117. CDCP (Centers for Disease Control and Prevention). CDC response to Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention recommendations in "Low level lead exposure harms children: a renewed call for primary prevention." [Internet]. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, CDC; 2012. Available from: http://www.cdc.gov/nceh/lead/acclpp/cdc_response_lead_exposure_recs.pdf
118. ACCLPP (Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention). Low Level Lead Exposure Harms Children: A Renewed Call for Primary Prevention [Internet]. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, CDC; 2012 p. 57. Available from: http://www.cdc.gov/nceh/lead/acclpp/final_document_010412.pdf
119. Lecoffre C, Tertre AL. Communication personnelle. 2014.
120. 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 Glob Access Sci Source.* 2011;10:44.
121. Budtz-Jørgensen E, Bellinger D, Lanphear B, Grandjean P, International Pooled Lead Study Investigators. An international pooled analysis for obtaining a benchmark dose for environmental lead exposure in children. *Risk Anal Off Publ Soc Risk Anal.* 2013 Mar;33(3):450–61.
122. Crump KS, Van Landingham C, Bowers TS, Cahoy D, Chandalia JK. A statistical reevaluation of the data used in the Lanphear et al. (2005) pooled-analysis that related low levels of blood lead to intellectual deficits in children. *Crit Rev Toxicol.* 2013 Oct;43(9):785–99.
123. Carlisle J, Dowling K. 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 from: http://oehha.ca.gov/public_info/public/kids/pdf/PbHGV041307.pdf
124. ECHA (European Chemicals Agency). Committee for Risk Assessment, Background document to the «Opinion on an Annex XV dossier proposing restrictions on lead and its compounds in articles intended for consumer use». 2013 Nov p. 300.

125. Matrix Insight Ltd. Impact assessment study on the health costs due to children's exposure to lead via toys and on the benefits resulting from reducing such exposure. Final Report for EC DG Enterprise and Industry [Internet]. European Commission - DG Enterprise and Industry; 2012 p. 94. Available from: http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/toys/files/reports-and-studies/final-report-lead-in-toys-matrix-insight_en.pdf
126. Froehlich TE, Lanphear BP, Auinger P, Hornung R, Epstein JN, Braun J, et al. Association of tobacco and lead exposures with attention-deficit/hyperactivity disorder. *Pediatrics*. 2009 Dec;124(6):e1054–1063.
127. AFP (Agence France Presse). Pollution au plomb: l'usine Métal Blanc définitivement condamnée, 24 septembre. 2010 [cited 2014 May 6]; Available from: <http://www.bourgfidele.lautre.net/actualites.html>
128. American Academy of Pediatrics Committee on Environmental Health. Lead exposure in children: prevention, detection, and management. *Pediatrics*. 2005 Oct;116(4):1036–46.
129. Garrigues D. La tragi-comédie du plomb dans l'eau du robinet. IEGRE (European Institute Reasoned Management of the Environment); 2009.
130. Glorennec P, Peyr C, Poupon J, Oulhote Y, Le Bot B. Identifying sources of lead exposure for children, with lead concentrations and isotope ratios. *J Occup Environ Hyg*. 2010 May;7(5):253–60.
131. Buguet B, Burstin A, Deumie B. La mise en oeuvre par les agences régionales de santé (ARS) des politiques santé-environnement - Tome 1. Igas (Inspection générales des affaires sociales); Report No.: RM2011-178p.
132. Brown MJ. Costs and benefits of enforcing housing policies to prevent childhood lead poisoning. *Med Decis Mak Int J Soc Med Decis Mak*. 2002 Dec;22(6):482–92.
133. Gould E. Childhood lead poisoning: conservative estimates of the social and economic benefits of lead hazard control. *Environ Health Perspect*. 2009 Jul;117(7):1162–7.
134. Salkever DS. Updated estimates of earnings benefits from reduced exposure of children to environmental lead. *Environ Res*. 1995 Jul;70(1):1–6.
135. Schwartz J. Societal benefits of reducing lead exposure. *Environ Res*. 1994 Jul;66(1):105–24.
136. Nevin R, Jacobs DE, Berg M, Cohen J. Monetary benefits of preventing childhood lead poisoning with lead-safe window replacement. *Environ Res*. 2008 Mar;106(3):410–9.
137. ECHA (European Chemicals Agency). Committee for Risk Assessment, «Opinion on an Annex XV dossier proposing restrictions on lead and its compounds in articles intended for consumer use». 2013 Décembre p. 21. Report No.: Report ECHA/RAC/RES-O-0000003487-67-04/F.
138. Salkever DS. Assessing the IQ-earnings link in environmental lead impacts on children: Have hazard effects been overstated? *Environ Res*. 2014 May;131:219–30.
139. Lucas J-P. Communication personnelle. 2014.
140. Cofrier A. Communication personnelle. 2014.
141. CDCP (Centers for Disease Control and Prevention). NHANES - National Health and Nutrition Examination Survey Homepage [Internet]. [cited 2014 May 7]. Available from: <http://www.cdc.gov/NCHS/NHANES.htm>

ANNEXES

ANNEXE 1 : SAISINE

**ANNEXE 2 : FICHE DE SURVEILLANCE DES PLOMBEMIES ET DE
DECLARATION OBLIGATOIRE DU SATURNISME**

**ANNEXE 3 : FICHE 2 DU GUIDE DE LA DGS - L'INTOXICATION PAR LE PLOMB
DE L'ENFANT ET DE LA FEMME ENCEINTE : DEPISTAGE ET PRISE EN
CHARGE. 2006**

ANNEXE 4 : AUDITION DE L'INERIS DU 14 FEVRIER 2013

**ANNEXE 5 : ECHANTILLONNAGE ET METHODE D'ANALYSE UTILISES DANS
LES ETUDES EAT2, EATI ET L'ANALYSE DES EAUX EMBOUTEILLEES**

ANNEXE 6 : CHILDREN'S EXPOSURE PATHWAYS TO LEAD

**ANNEXE 7 : ACTIONS RECOMMANDEES EN FONCTION DU NIVEAU DE
PLOMBEMIE ($\mu\text{G/L}$)**

ANNEXE 1 : Saisine



MINISTÈRE DES AFFAIRES SOCIALES ET DE LA SANTÉ

Direction générale de la santé

Sous direction de la prévention des risques liés
à l'environnement et à l'alimentation

Bureau Environnement intérieur, milieux de travail
et accidents de la vie courante

DGS/EA2 n° 250

Paris, le 15 OCT 2012



Le Directeur général de la santé

à

Monsieur le Président du Haut Conseil
de la Santé Publique

Objet : Expositions au plomb – détermination de nouveaux objectifs de gestion

PJ :

- Annexe 1 : éléments de contexte
- Saisine de l'ANSES « 2011-SA-0219 » du 28 juillet 2011
- Rapport intermédiaire d'expertise collective de l'ANSES « Expositions au plomb – Effets sur la santé pour des plombémies inférieures à 100 µg/L » - Février 2012

La politique de lutte contre les imprégnations saturnines comprend aujourd'hui deux grands volets :

- un dispositif de lutte contre le saturnisme infantile, fondé d'une part, sur la politique nationale de lutte contre l'habitat indigne et d'autre part, sur le repérage d'enfants à forte imprégnation, avec déclaration obligatoire des plombémies supérieures ou égales à 100 µg/L puis déclenchement de procédures réglementaires d'urgence ;
- des mesures visant à diminuer l'exposition de la population générale, notamment l'abaissement progressif de la concentration limite en plomb dans l'eau du robinet, et la mise en place du Constat des Risques d'Exposition au Plomb (CREP) destiné à informer les futurs locataires et les futurs propriétaires de la présence de plomb dans le logement qu'ils s'appêtent à louer ou acquérir.

La prévalence du saturnisme infantile a largement diminué durant les 15 dernières années. La première enquête nationale de prévalence du saturnisme infantile en France, réalisée par

l'INSERM en 1995-1996, estimait la prévalence de plombémies supérieures ou égales à 100 µg/L à 2,1% (IC95% [1,6-2,6]) dans la classe d'âge de 1 à 6 ans (soit 84 000 enfants). La nouvelle enquête nationale réalisée par l'Institut de Veille Sanitaire (InVS) en 2008-2009 a estimé cette prévalence à 0,1% (IC95% [0,02 ; 0,21]), soit 5333 enfants. La moyenne géométrique des plombémies infantiles est passée de 36 µg/L à 15,1 µg/L (IC95% [14,7-15,5]) entre les deux enquêtes.

Par ailleurs, l'activité de repérage individuel des fortes imprégnations diminue. Le nombre d'enfants bénéficiant pour la première fois d'un test de plombémie, qui était annuellement d'environ 3000 dans les années 1995-2000 a augmenté les années suivantes jusqu'à un maximum de 10 000 en 2004 et diminue depuis (6000 en 2009). L'InVS a enregistré au fil des ans une diminution régulière du taux d'enfants ayant une plombémie supérieure ou égale à 100µg/L parmi les enfants testés : 24% en 1995 et 3,4% en 2009. Cette diminution du rendement du dépistage dissuade de plus en plus les médecins de rechercher les facteurs de risque d'exposition au plomb et de prescrire le dosage de la plombémie, ce qui ne peut qu'être accentué par la publication des résultats de l'enquête nationale de prévalence et qui pourraient conduire à l'avenir à une aggravation des sous-déclarations des cas de saturnisme.

Or, plusieurs études suggéreraient des effets néfastes du plomb pour des plombémies inférieures à 100 µg/L. L'Allemagne et les Etats-Unis notamment ont récemment remis en cause le seuil de plombémie d'intervention initialement fixé à 100 µg/L en proposant de nouvelles valeurs de référence de plombémies (voir annexe 1 éléments de contexte).

Dans ce contexte, la Direction Générale de la Santé (DGS) et la Direction Générale de la Prévention des Risques (DGPR) ont interrogé l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) en juillet 2011 sur les effets sanitaires associées à des plombémies inférieures à 100 µg/L (voir saisine en PJ).

Le rapport intermédiaire d'expertise collective de l'ANSES de février 2012 (en PJ) confirme que les données scientifiques récentes sont suffisantes pour conclure aux effets néfastes du plomb pour des plombémies inférieures à 100 µg/L.

L'évolution des données de prévalence du saturnisme infantile et la confirmation des effets sanitaires du plomb à des plombémies inférieures à 100 µg/L conduisent le Ministère de la santé à se réinterroger sur les objectifs et l'organisation du dispositif de lutte contre les imprégnations saturnines.

Au vu de ce contexte, je souhaite que vous me fassiez part de votre avis sur les questions suivantes :

1- Faut-il réviser le seuil de plombémie qui déclenche la déclaration obligatoire et la procédure de soustraction immédiate des enfants à l'exposition au plomb, fixé aujourd'hui à 100 µg/L ?

2- En cas de révision du seuil, faut-il relancer les actions de repérage individuel des enfants susceptibles d'avoir des plombémies élevées ? Quelles expositions faut-il cibler dans ce repérage ?

3- Dans les populations surexposées au plomb (sols pollués...), les mesures de gestion visant à diminuer cette exposition doivent-elles être déclenchées sur la base de dosages de plombémie systématiques, de dosages de plombémie aléatoires, ou uniquement sur les seules données environnementales d'exposition ?

Si le dosage de la plombémie est retenu, quelle valeur est applicable à ces populations, en distinguant les sous populations les plus sensibles (les femmes enceintes ou en âge de procréer, les enfants) ?

Si les données d'exposition environnementales sont retenues, quelle valeur faut-il retenir pour déclencher les mesures de gestion ?

4- Faut-il fixer un objectif de diminution de la plombémie pour les enfants et la population générale ? Dans l'affirmative, la prévalence du saturnisme ayant diminué significativement entre 1996 et 2008, quelle devrait être la cible à atteindre pour la période 2013-2017 vis-à-vis du seuil actuel ou du seuil révisé ?

Mes services se tiennent à votre disposition pour vous apporter tout élément utile à la réalisation de votre expertise. Une réponse de votre part avant septembre 2013 m'agréerait.

Le Directeur Général de la Santé,

Dr Jean-Yves GRALL

ANNEXE 3 : Fiche 2 du guide de la DGS - L'intoxication par le plomb de l'enfant et de la femme enceinte : Dépistage et prise en charge. 2006

2

L'intoxication par le plomb de l'enfant et de la femme enceinte
hygiénisme général

Fiche 2 : Quelles sont les sources d'exposition au plomb et les activités professionnelles à risque ?

Principales sources d'exposition au plomb	Modalités de contamination des populations cibles	
	Enfant	Femme enceinte
Anciennes peintures contenant du plomb ⁽¹⁾	Ingestion de poussières ou de fragments de peintures (portage main-bouche) lorsque les peintures sont dégradées par l'humidité ou le vieillissement, ou lors de travaux	Poussières à l'occasion de travaux
Sites industriels en activité ou non	Portage main-bouche / poussières, pollution atmosphérique / potager familial contaminé	Pollution atmosphérique / potager familial contaminé
Eau de boisson ⁽²⁾	Consommation d'eau de boisson distribuée par des canalisations en plomb / risque accentué quand eau agressive (de pH acide et/ou faiblement minéralisée)	

(1) Les peintures à base de céruse ont été couramment utilisées jusqu'à la moitié du 20^e siècle et ce, malgré des dispositions réglementaires visant à en réduire l'emploi, à partir de 1915. C'est pourquoi, il subsiste aujourd'hui des peintures fortement chargées en plomb dans les logements construits avant 1949 et, plus particulièrement, avant 1915. Ces peintures, souvent recouvertes par d'autres depuis, peuvent se dégrader avec le temps, l'humidité ou à l'occasion de travaux : les écailles et les poussières ainsi libérées peuvent alors constituer une source d'intoxication.

(2) La présence de plomb dans l'eau au robinet du consommateur résulte essentiellement de la dissolution du plomb présent dans les canalisations. Les caractéristiques chimiques de certaines eaux font qu'elles dissolvent plus facilement le plomb des canalisations.

En effet, le plomb a été largement utilisé autrefois pour la fabrication de canalisations de faible diamètre (canalisations de branchements entre réseau public et compteur, canalisation du réseau intérieur de l'immeuble). Grâce à l'évolution de la réglementation et des pratiques professionnelles, il a cessé d'être employé dans les années 1950 pour les réseaux intérieurs de distribution. En revanche, le plomb a été utilisé pour les branchements publics jusque dans les années 1960, et de manière marginale jusque dans les années 1990.

Autres sources d'exposition au plomb	Enfant	Femme enceinte
Alimentation	Contact prolongé d'un aliment ou d'une boisson acide avec une céramique artisanale, un récipient en cristal ou en un étain / potager familial contaminé	
Remèdes et cosmétiques traditionnels	Cosmétiques traditionnels : (khol, surma, kajal, tiro) contenant du plomb utilisés par les populations issues d'Asie du Sud Est, d'Inde, du Moyen Orient ou Niger Remèdes traditionnels : Inde, Pakistan, Asie du Sud-Est, Chine, Pays arabes, Amérique latine	
Jouets (non marqués CE) et objets contenant du plomb	Portage des objets à la bouche	
Activités professionnelles ou de loisir, bricolage ⁽³⁾	Contact avec une personne exerçant une activité à risque (apport de poussières à la maison)	Exercice d'une activité à risque ou contact avec une personne exerçant une activité à risque

(3) Voir la liste ci-après.



La principale voie d'exposition pour l'enfant est l'ingestion de poussières à la maison.

Liste des principales activités professionnelles et de loisirs exposant au plomb

2

L'intoxication par le plomb de l'enfant et de la femme enceinte
Informations générales

> Secteur Industriel

- Extraction et métallurgie du plomb (y compris la récupération de métaux et de batteries d'accumulateurs) et du zinc
- Fabrication de fils ou de bâtons de soudure (en revanche, leur utilisation est, en principe, sans danger car les températures de mise en œuvre sont insuffisantes pour produire une exposition notable)
- Fabrication de batteries d'accumulateurs
- Fabrication de pigments, peintures, vernis contenant des dérivés inorganiques du plomb, ainsi que leur application en aérosol (pistolet) ou leur usinage
- Typographie et linotypie (procédés d'imprimerie en voie d'abandon)
- Fabrication de protections contre les radiations ionisantes
- Fabrication et utilisation de munitions
- Production de verre (en particulier, de cristal)
- Production et utilisation d'émaux
- Fabrication ou rénovation de vitraux
- Production ou usinage de matières plastiques contenant du plomb, employé comme pigment ou stabilisant
- Production et utilisation de lubrifiants contenant du plomb
- Réparation de radiateurs automobiles
- Fonte, ciselage ou usinage de bronzes au plomb

> Secteur du BTP

- Pose ou dépose de canalisations en plomb
- Démolition de bâtis anciens
- Décapage thermique ou par ponçage de vieilles peintures
- Pose et dépose d'ouvrages en plomb sur des toitures, terrasses ou balcons
- Utilisation de films ou de plaques de plomb pour l'isolation contre le bruit, les vibrations et/ou l'humidité
- Découpage au chalumeau de ferrailles peintes
- Pose et dépose de protecteur de câbles d'acier ou de lignes téléphoniques

> Loisirs

- Poterie avec utilisation d'émaux
- Travail sur vitraux
- Chasse, tir sportif
- Pêche (seulement si les plombs de lestage sont portés à la bouche)
- Fabrication de soldats de plomb, de modèles réduits ou d'objets décoratifs comportant des pièces en plomb ou revêtues d'une peinture au plomb

7

ANNEXE 4 : Audition de l'Ineris du 14 février 2013



GT « Expositions au plomb » du HCSP

Audition du 14 février 2013

Retour d'expérience sur des sites contaminés par le plomb :
teneurs en plomb dans l'environnement des sites et résultats
d'évaluations quantitatives des risques et de prédictions de
plombémies ou de plombémies mesurées

Corinne Hulot
Unité Impact Sanitaire et Expositions (ISAE)
Direction des Risques Chroniques (DRC)



INERIS-DRC-13-133182 GT « Expositions au plomb » HCSP du 14 février 2013 1 / 9

Retour d'expérience

- Les différentes approches
 - Evaluation quantitative du risque : indice de risque ou quotient de danger
 - Plombémies attendues : modèle pharmaco-cinétique IEUBK, modèle InVS et *al.*, 2002
 - Imprégnation : plombémie mesurée
- Méthode
 - Synthèse de données environnementales, d'évaluations du risque et de plombémies attendues ou mesurées
 - Diverses études, dont
 - des études externes à l'INERIS : pas d'analyse critique des données synthétisées
 - des études INERIS (Evaluation Détaillée des Risques (avant 2007), des tierces-expertise, une action dans le cadre de la note du 05/09/2005, etc.

Les sites

- fonderies (première ou seconde fusion)
- usines de fabrication d'accumulateurs au plomb
- site contaminé par une exploitation minière
- usine de synthèse de Pb tétraéthyle / tétraméthyle
- fabrication de composants électroniques
- usine de production de zinc

Fonderies de première ou seconde fusion (1/2)

- Teneurs dans les sols et l'atmosphère
 - plus élevées dans les zones situées sous les vents
 - exemple : de 390 mg/kg à 3 600 mg/kg
 - décroissent avec la distance au site émetteur
 - exemple : de 2 600 mg/kg (<100 m) à 425 mg/kg (entre 200 et 400 m)
- Teneurs dans les végétaux :
 - dépassent significativement les valeurs réglementaires (CE 466/2001)
 - pour certains sites : décroissent avec la distance au site émetteur
 - exemple : de 138 mg/kg (<100 m) à 22 mg/kg MF (entre 200 et 400 m)
- Indices de risque et plombémies attendues et mesurées

	IR/QD	Plombémies (µg/L)	
		Attendues	Mesurées
Site 1	0,12-4	88,5 à 38,2	% pop > 100 µg/L : 4,2 / 16,7 (entre 1998 et 2004)
Site 2	28- 38,2		% pop > 100 µg/L : 0
Site 4	1	71	Moy.géom : 53 µg/L % pop > 100 µg/L : 2,4

INERIS
multimédia le risque |
pour un développement durable

INERIS-DRC-13-133182 GT « Expositions au plomb » HCSP du 14 février 2013

4 / 9

Fonderies de première ou seconde fusion (2/2)

Plus particulièrement sur un des sites

Type d'industrie	Teneur dans les sols (mg/kg) et localisation des points de mesures (hors site) <i>[Profondeur échantillonnée]</i>	Teneur dans les végétaux	Teneur dans l'atmosphère (µg/m³)	Plombémie mesurée (µg/L)
Fonderie de deuxième fusion (à partir de batteries recyclées)	84 – 2600, dans un rayon de 400 m autour de l'usine (< 100 m : 392 – 2800 ; 100 < <200 : 513-1717 ; 200 < <400 : 84-424) [0 - 10 cm]	Légumes feuilles et fruits (non lavés, non épluchés) 2001 : 7 mg/kg MF Légumes feuilles et fruits (lavés et épluchés) 2002 : 1 mg/kg MF	Entre avril 2001 et fin 2001 : 23% des jours > 0,5 µg/m³ (pics dont max de 43 µg/m³) Durant l'enquête d'imprégnation de 2002 : 0,22 µg/m³	Chez les enfants séjournant à proximité du site ou dont l'un des parents travaille sur ce site 1998 : 96 enfants sur 132 ciblés Moyenne géométrique : 70 µg/L 22 % > 100 µg/L (*) 2002 : 97 enfants sur 145 ciblés Moyenne géométrique : 56 µg/L 11% > 100 µg/L (**)
<p>(*) l'analyse des résultats a montré un rôle important joué par certains facteurs : décroissance de la plombémie avec l'âge, croissance avec l'exposition professionnelle des parents et à proximité du lieu d'habitation et de jeu par rapport à l'usine (***) : pour les 11 enfants et celui avec 99,1 µg/L (3 famille) : enquête environnementale (5 familles avaient accepté) : sur les 7 enfants, 5 étaient probablement soumis à des sources spécifiques et importantes de plomb sans lien avec l'usine ; pour 3 des enfants, la source semblait être celle issue des poussières ramenées de l'usine par le père</p>				

INERIS
multimédia le risque |
pour un développement durable

INERIS-DRC-13-133182 GT « Expositions au plomb » HCSP du 14 février 2013

5 / 9

Fabrication d'accumulateurs pour véhicules

- Teneurs dans les sols
 - entre 746 et 2800 mg/kg [teneurs maximales sur les trois sites]
- Teneurs dans l'atmosphère
 - les teneurs décroissent avec le temps : exemple site 7, de 2,15 µg/m³ en 2000 à 0,31 µg/m³ en 2005
- Teneurs dans les végétaux
 - les teneurs maximales varient entre 0,13 et 0,44 mg/kg MF
- Indices de risque et plombémies attendues et mesurées

	IR/QD	Plombémies (µg/L)	
		Attendues	Mesurées
Site 5	0,3-5		% pop > 100 µg/L : 0
Site 6	2		% pop > 100 µg/L : 0
Site 7	1,6-6,7	98-424	Moy.géom : 24 µg/L % pop > 100 µg/L : 0,7

INERIS-DRC-13-133182 GT « Expositions au plomb » HCSP du 14 février 2013

6 / 9

INERIS
maximiser le risque
 pour un développement durable

Exploitation minière

- Teneurs dans les sols
 - Teneur maximale dans les sols : 77 000 mg/kg
 - Dans les jardins d'agrément : entre 1 300 et 20 500 mg/kg
- Indices de risque et plombémies attendues et mesurées

	Plombémies (µg/L)	
	Attendues	Mesurées
Site 5	161 µg/L (6 ans) 1300 µg/L (2 ans)	% pop > 100 µg/L : 12,5 2 enfants Valeurs < 180 µg/L

INERIS-DRC-13-133182 GT « Expositions au plomb » HCSP du 14 février 2013

7 / 9

INERIS
maximiser le risque
 pour un développement durable

Synthèse de Plomb - Fabrication de composés électroniques - Production et transformation de zinc

Synthèse de Plomb :

- Teneurs dans les sols à 310 m du site : 6 650 mg/kg
- Teneurs dans les végétaux : 7,20 mg/kg MS
- Plombémies mesurées

2 enfants dépistés : 1 enfant à 129 µg/L

Fabrication de composés électroniques :

- Teneur maximale dans les sols : 17 000 mg/kg
- Plombémies mesurées : 3% de la population dépistée > 100 µg/L

Production et transformation de zinc :

- Teneurs dans les sols : médiane de 450 mg/kg, (14 à 14 400 mg/kg)
- Teneurs en plomb particulaire : < 15 ng/m³
- Certains végétaux potagers dépassant les valeurs réglementaires dans les denrées alimentaires
- Teneurs dans les eaux d'arrosage < µg/L
- Plombémies mesurées : 92 enfants de 6 mois à 6 ans

14 enfants, soit 15% < 35 µg/L

Conclusions

Au regard de ces dossiers, pas de « relations robustes » entre évaluation quantitative du risque, plombémies prédites et plombémies mesurées

Certaines connaissances à approfondir

- concentrations dans l'environnement des populations dépistées
- la biodisponibilité et bioaccessibilité du plomb pour l'homme (ingestion et inhalation) – exemples dans la présentation du MEDDE

ANNEXE 5 : Echantillonnage et méthode d'analyse utilisés dans les études EAT2, EATi et l'analyse des eaux embouteillées

Aliments analysés dans le cadre de l'EAT2

Les données concernant l'alimentation courante, hors eau du robinet, proviennent de la 2^e étude de l'alimentation totale (EAT2) (Anses, 2011). Cette étude s'appuie sur les données de consommations alimentaires de l'étude INCA2. Un échantillonnage alimentaire a été réalisé au début de l'EAT2, à partir des données de l'étude INCA2 (Sirot et al. 2009).

Deux critères principaux ont été considérés : (i) les aliments les plus consommés et (ii) des aliments peu consommés mais susceptibles d'être fortement contaminés.

En tout, 212 types d'aliments différents ont ainsi été sélectionnés, couvrant environ 90 % de la consommation alimentaire des adultes et des enfants (Sirot et al. 2009).

Parmi ces 212 types d'aliments, incluant les boissons dont l'eau de distribution publique et l'eau embouteillée, 116 ont été considérés comme ne présentant pas ou peu de variabilité interrégionale (composition ou contamination). Les 96 autres aliments ont fait l'objet de listes interrégionales afin de tenir compte d'une éventuelle variabilité de composition ou de contamination entre les régions (modes de production et/ou d'alimentation animale, pression environnementale). Au final, huit listes interrégionales d'aliments ont ainsi été établies pour ce programme.

Pour chacun des 212 types d'aliments, un plan d'échantillonnage a été réalisé afin de prendre en compte les habitudes de consommation en France (l'arôme, l'origine du produit, les caractéristiques alléguées comme « allégé » ou « bio » par exemple), les lieux d'achat (grande ou moyenne surface, commerces de détail, marchés), le mode de conservation (frais, surgelé, en boîtes de conserve) ainsi que les parts de marché des différentes marques.

Les achats ont été réalisés tout au long de l'année, de juin 2007 à janvier 2009, permettant de couvrir les variations saisonnières de l'offre alimentaire. Enfin, chaque échantillon a été acheté deux fois au cours de l'étude, afin de couvrir une potentielle variabilité saisonnière de composition ou de contamination. Au final, ce sont environ 20 000 aliments qui ont été échantillonnés. Pour chaque aliment, seule la partie comestible a été utilisée, puis les aliments ont été préparés « tels que consommés ». Les aliments ont ensuite été mixés en 1319 échantillons composites représentatifs des paniers de consommations et d'achats des consommateurs pour les huit inter-régions enquêtées, et analysés par des laboratoires accrédités dans le cadre de l'EAT2. Ainsi, un échantillon est un composite de 15 sous-échantillons du même aliment et de même masse. Les données analytiques fournies correspondent donc au résultat individuel issu de l'analyse de chaque échantillon composite par un laboratoire accrédité.

Méthode d'analyse du plomb

Le plomb a été recherché dans l'ensemble des échantillons alimentaires selon une méthode par spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif (ICP-MS) accréditée par le Cofrac. Les analyses ont été réalisées par l'unité Contaminants inorganiques et minéraux de l'environnement du laboratoire de sécurité des aliments de Maisons-Alfort de l'Anses, laboratoire national de référence pour les métaux lourds dans les denrées alimentaires d'origine animale.

Les échantillons ont été analysés après digestion assistée par micro-ondes sous pression selon trois techniques de détection : spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif (ICP-MS).

De 0,2 à 0,6 g d'échantillons homogénéisés ont été pesés dans des matras en quartz dans lesquels ont été ajoutés 3 mL d'acide nitrique (67 % v/v) et 3 mL d'eau ultra-pure (Afnor

2002b). Après une étape de prédigestion de 15 min, les échantillons ont été minéralisés selon le programme préalablement optimisé (Noël *et al.* 2003). Après refroidissement à température ambiante, les solutions ont été transférées quantitativement dans des tubes en polyéthylène de 50 mL dans lesquels ont été ajoutés 100 µL d'étalons internes. La solution a alors été complétée avec de l'eau ultra-pure jusqu'au volume final avant analyse.

Les résultats ont été validés s'ils satisfaisaient aux contrôles de qualité interne mis en place. Dans le cas contraire, les échantillons ont été ré-analysés. Lorsque les concentrations étaient supérieures aux limites de quantification (LOQ), la moyenne des doubles analysés a été retenue, associée à une incertitude de mesure.

La limite de quantification (LOQ) pour le plomb a été définie à 0,005 mg.kg⁻¹.

Aliments analysés dans le cadre de l'EATi

L'Etude de l'Alimentation Totale **infantile** a été lancée par l'Anses en 2010 afin d'évaluer l'exposition alimentaire des enfants de moins de 3 ans à différentes substances d'intérêt en termes de santé publique dont le plomb.

Un échantillonnage alimentaire a été réalisé à partir de l'étude de consommation « BEBE-SFAE » 2005, avec les critères suivants pour sélectionner les aliments à échantillonnés, similaires à ceux de l'EAT2: (i) aliments les plus consommés et (ii) aliments peu consommés mais susceptibles d'être fortement contaminés.

Des seuils de sélection différents ont été considérés pour les aliments spécifiquement destinés aux enfants de moins de 3 ans (appelés dans le cadre de cette enquête « aliments infantiles ») et pour les aliments non spécifiques et consommés aussi par les enfants plus âgés et/ou les adultes (appelés « aliments courants »), pour lesquels des données étaient déjà disponibles *via* l'EAT2. Par ailleurs, pour les besoins de l'EAT et pour mieux cibler l'alimentation des différents groupes d'âge dans cette population, un découpage par tranches d'âges compatible avec les différents stades de l'alimentation des nourrissons a été effectué. Au total, 314 items alimentaires ont été ainsi identifiés, 219 items infantiles et 95 non infantiles, permettant de couvrir plus de 90% de la diète de la population considérée.

A noter que pour cette sélection, l'information sur la marque achetée, pour les produits infantiles, a été conservée lorsque disponible et n'a pas fait l'objet de regroupements entre aliments similaires afin de conserver une certaine fidélité des pratiques des parents, notamment vis-à-vis des préparations infantiles.

A partir de cette liste d'items, un plan d'échantillonnage a été réalisé. Chacun des échantillons était composé de 12 sous échantillons, permettant de prendre en compte, de la même manière que pour l'EAT2, les habitudes de consommation en France, les lieux d'achat (grande ou moyenne surface, commerces de détail, marchés), le mode de conservation mais également les pratiques de préparation.

Les achats ont été réalisés tout au long de l'année, de juillet 2011 à juillet 2012, permettant de couvrir les variations saisonnières de l'offre alimentaire. Au final, ce sont environ 5 508 aliments qui ont été échantillonnés. Pour chaque aliment, seule la partie comestible a été utilisée, puis les aliments ont été préparés « tels que consommés ». Les aliments ont ensuite été mixés en 459 échantillons composites et analysés par des laboratoires accrédités dans le cadre de l'EAT2. Les données analytiques fournies correspondent donc au résultat individuel issu de l'analyse de chaque échantillon composite par un laboratoire accrédité.

Méthode d'analyse du plomb

Le plomb a été recherché dans 293 échantillons alimentaires issus des 314 items alimentaires (ont été exclus les items identifiés comme contributeurs à des substances autres que les contaminants inorganiques et minéraux). De la même manière que pour l'EAT2, les analyses ont été réalisées selon une méthode ICP-MS par l'unité Contaminants inorganiques et minéraux de l'environnement du laboratoire de sécurité des aliments de

Maisons-Alfort de l'Anses, laboratoire national de référence pour les métaux lourds dans les denrées alimentaires d'origine animale.

La limite de quantification pour le plomb a été définie entre 0,0006 et 0,0009 mg.kg⁻¹.

Eaux embouteillées

L'ensemble des eaux minérales naturelles conditionnées françaises ainsi que quelques eaux conditionnées étrangères importées ont été analysées en 2008 par le LHN.

Les eaux minérales naturelles embouteillées ont été prélevées telles qu'elles sont fournies à la consommation avec l'aide des directions départementales des affaires sanitaires et sociales qui ont coordonné avec les industriels, le prélèvement à l'usine et l'envoi des échantillons. Un certain nombre d'eaux ont été prélevées directement dans la grande distribution par le Laboratoire d'études et de recherches en hydrologie (LERH) en s'assurant de l'homogénéité des lots.

L'échantillonnage s'est déroulé au cours de l'année 2008.

Méthode d'analyse du plomb

Les analyses ont été réalisées au LHN par ICP-MS selon la norme NF EN ISO 17294-2 (2005) : Qualité de l'eau : Application de la spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS) – Partie 2 : dosage de 62 éléments ;

La LOQ du plomb est de 1 µg/L et l'incertitude intra-laboratoire élargie (k=2) est de l'ordre de 20 %.

Références

Anses. *Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2) - Avis [Internet].* Anses; 2011 juin. Available from: <http://www.anses.fr/fr/documents/PASER2006sa0361.pdf>

Noel L, Leblanc JC, Guerin T. *Determination of several elements in duplicate meals from catering establishments using closed vessel microwave digestion with inductively coupled plasma mass spectrometry detection: estimation of daily dietary intake.* *Food Additives and Contaminants.* 2003; 20:44-56.

Sirof V, Volatier JL, Calamassi-Tran G, Dubuisson C, Menard C, Dufour A, et al. *Core food of the French food supply: second Total Diet Study.* *Food Addit Contam Part Chem Anal Control Expo Risk Assess.* 2009 May;26(5):623–39.

ANNEXE 6 : Children's exposure pathways to lead

Ce travail a été accompli par Philippe Glorennec (EHESP-IRSET) avec la collaboration de l'Anses pour les apports alimentaires et de Jean-Paul Lucas (CSTB) pour les données environnementales. Il met à disposition du Haut Conseil de la santé publique des travaux préparatoires à une publication plus large issue du projet Plomb-Habitat et concernant d'autres métaux mesurés dans ce cadre (projet Expo-métaux http://www.irset.org/?page_id=770&lang=fr).

Children's exposure pathways to lead.

Objective

The objective of this work for the French Haut Conseil de la santé publique is to provide an integrated exposure assessment to lead for young children encompassing ingestion of food, water, dust, soil, and inhalation, and to assess the contribution of each exposure pathway to the total intake.

Material and Methods

The targeted population is children living in France, aged from 6 months to 3 years (36 months excluded) and from 3 to 6 years. The assessment is aimed at being representative of common exposures thus extreme and specific situations were not specifically targeted. Exposure was assessed by indirect method, *i.e.* by combining environmental and human data, thus allowing assessment of each pathway contribution. Considered exposure pathways are ingestion of food, water, dust, soil, and inhalation. Doses are calculated as intakes (Zartarian et al. 2005). Bioavailability is considered in the discussion section. Environmental (air, dust, soil, water) and food concentrations, food consumption and body weight are observed data from representative surveys (except air concentrations). Other human exposure factors are retrieved from literature.

Inhalation. The averaged inhaled intake I_{inh} is calculated with equation 1.

$$I_{inh} (\mu\text{g}/\text{d}) = \sum C_i (\mu\text{g}/\text{m}^3) * V (\text{m}^3/\text{d}) \text{ (equation 1),}$$

with C_i =metal air concentration in environment i , and V the daily inhaled volume or ventilation rate.

In practice we transformed eq. 1 to $I_{inh} = C_{indoor} * T_{indoor} + C_{outdoor} * T_{outdoor}$.

Ventilation rate was retrieved from the "Exposure factors handbook" (US EPA (United States Environmental Protection Agency) 2011)). For lead we approximated that indoor concentration was equal to outdoor concentration in the absence of indoor airborne lead sources. In absence of indoor data, we used air concentration data from regulatory measurement network (source BDQA) from 2007 to 2011. We excluded data corresponding to industrial and specific observation measurement stations, and measurement stations with less than 8 weeks of measurement per year.

Food ingestion. Food intake has been estimated from consumption and contamination data with equation 2.

$$I_{food} (\mu\text{g}/\text{d}) = \sum C_i (\mu\text{g}/\text{g}) * F (\text{g}/\text{d}) \text{ (Equation 2),}$$

with C_i the contamination of food product i and F the average daily consumption of food i .

Consumption. The survey used for infants and young children under 36 months has been realised in 2005 by TNS-SOFRES for the French Association for Children's Food (SFAE). Data were collected at home for 713 infants (from 15 days to 36 months and 15 days old), according to the food diary method over 3 consecutive days, meal by meal, written down by the caretaking person. Infants or toddlers that were not breast-fed and did not attend any child care center or school over the three days have been included in this study. For children aged 3 to 6 years, the consumption data used for the general population were provided by the National Individual Dietary Consumption survey (INCA2) conducted in 2005 and 2006 in eight regions of France. 2624 adults (18 years and over) and 1455 children and adolescents (3-17 years) were included in this study, which was designed as a 7-day diary, complemented by questionnaires on cooking habits, socio-economic and anthropometric factors (Dubuisson et al. 2010; Lioret et al. 2010).

Contamination. Food contamination data came from two surveys based on the total diet Study (TDS) methodology: infant TDS (2010-2014) for 6 months to 3 years (Anses ongoing survey) and TDS 2 (2006-2010) (Arnich et al. 2012) for 3 to 6 years children. For infant TDS, analyses have been performed in 293 foods, including specific infant foods and common foods. In the same way as for the second TDS, analyses have been performed by the ANSES Laboratory for Food Safety (LSA) using ICP-MS method. For this study, quantification limits have been estimated between 0.0006 and 0.0009 mg.kg⁻¹. Contamination data and exposure assessment are preliminary results which have to be validated by ANSES' expert committees. The second French total diet study (TDS2) (Arnich et al. 2012) was based on the updated national food consumption data INCA2 (Dubuisson et al. 2010; Lioret et al. 2010). Since not all eaten foods can be purchased and analysed, a core food approach (Sirot et al. 2009) was chosen. The major steps of this method were: (1) to identify the most commonly consumed foods by the population of interest and the main contributors to energy and nutrient intakes, (2) to assess the mean intake of these foods, (3) to sample the selected foods, prepare them as consumed by the population and analyse them, (4) to assess chemical exposures using consumption and contamination data.

A total of 116 core foods on a national scale and 70 core foods on a regional scale were purchased: 4 cities, as far as possible from each other, were selected within each of the 8 regions considered in the INCA2 consumption study. Each food item was collected twice between June 2007 and January 2009, with at least 6 months in-between. Overall, 20,280 food items were collected and prepared as usually consumed by the population. Before analysis, they were pooled to 1,352 composite samples where each sample consists of 15 sub-samples of equal weight of the same food item. The final national list covered 82.4% of an adult's diet and 83.7% of a child's diet, in terms of quantity consumed. Quantification limits have been estimated to 0.005 mg.kg⁻¹.

All natural and mineral water bottles produced in France and some water bottles produced abroad, were sampled and analyzed in 2008 by the Anses laboratory of hydrology (LHN). Water bottles were sampled in large retail outlets by the LERH. Quantification limits have been estimated to 1 µg.L⁻¹. Tap water was handled separately to take advantage of a larger survey dedicated to tap water exposure to lead (Lucas et al. 2012) This survey included children randomly selected among a national lead survey (Etchevers et al. 2013). The sub-population for this environmental investigation ("Plomb-habitat") included 484 children between 6 months and 6 years old in 2008-2009. Environmental samples including tap water were measured for metals. Components of the sampling design were taken into account to provide representative estimates of environmental concentrations children are exposed to at home. Considering specifically tap water, 2L of cold tap water were sampled in kitchen, after flushing and a 30 min stagnation time. Lead was analyzed with an inductively-coupled plasma mass spectrometer (ICP-MS).

Soil ingestion. Intake of metal in soil was computed with equation 3.

$$I_{\text{soil}} (\mu\text{g}/\text{d}) = C_{\text{soil}} (\mu\text{g}/\text{g}) * S (\text{g}/\text{d}) \text{ (Equation 3)},$$

with C_{soil} the contamination of home's soil and S the daily incidental ingestion of soil.

Soil ingestion rate mean value was retrieved from the United States Environmental Protection Agency "Exposure factors handbook" (US EPA (United States Environmental Protection Agency) 2011); distribution shape was derived from Ozkaynak et al. study (Ozkaynak et al. 2011). Soil contamination data were those of previously mentioned nationwide survey (Glennec et al. 2012; Lucas et al. 2012). Soil samples were collected (1st cm) at the outside area where the child used to play, and then analyzed by ICP-MS.

Dust ingestion. The data used for dust ingestion came from the same data sources used for soils. Specifically, floor dust was sampled with wipes as the places where the child used to play, in up to 5 rooms per home. For one home the rooms-averaged concentration was used. As indoor dust was sampled by wipes, concentrations are expressed in µg/m², a surface concentration. In order to calculate an intake in µg/d, it is necessary to use a dust loading (L),

dust mass/m² (Giovannangelo et al. 2007). Intake of metal in dust was computed with equation 4.

$$I_{\text{dust}} (\mu\text{g/d}) = C_{\text{dust}} (\mu\text{g-Pb/m}^2) * D(\text{g-dust/d}) / L(\text{g-dust/m}^2) \text{ (Equation 4),}$$

with C_{dust} the contamination of home's soil and D the daily incidental ingestion of dust.

Body weight. Body weight data (kg bw) were retrieved from the previously described and quoted food consumption surveys (SFAE and INCA2).

Computation of total intake. Calculations of total intake ($\mu\text{g/d.kg bw}$) as the sum of all intakes ($\mu\text{g/d.kg bw}$) were performed with one dimension Monte Carlo simulations (N=10000) with Cristal Ball® software. Calculations were performed separately for children aged 6 months to 3 years and for those aged 3 to 6 years. All parameters were entered as distributions. Sampling weights of the food and environmental surveys were taken into account in the simulation. Food intake was computed directly with body weight as information about consumption and body weights were matched. Observed correlation between dust and soil concentrations ($r=0.29$ for lead) were entered in the simulation, as well as observed correlation (0.143) between dust load and lead loading in a previous pilot study (Glorennec P. et al. 2005). Environmental and human exposure parameters used for simulations are presented in tables 1 and 2, respectively.

Table 1. Environmental Exposure parameters used for simulation

Inhalation	Lead	
Outdoor air ($\mu\text{g/m}^3$)	Median: 0.007 P90: 0.013	BDQA (2007-2011)
Indoor air	= outdoor	
Diet (including bottled water) ($\mu\text{g/g}$)	Depending on food item	iTDS (Anses on going)/TDS2 (Arnich et al. 2012), LHN
Tap water ($\mu\text{g/L}$)	Median : < 1 ; P90 : 3 (6m-3y) 3-6 y: Median : 1 ; P95 : 3	Plomb-Habitat (Lucas et al. 2012)
Indoor dust ($\mu\text{g/m}^2$)	6m-3y : Median: 8; P90: 35. 3-6 y: Median: 8; P90: 42 *correlated with outdoor soil (0.29)	Plomb-Habitat (Lucas et al. 2012)
Dust loading (g/m^2)	GM: 0.252 ; GSD: 3.2 (3 studies averaged) * correlated (0.14) with indoor dust	(Giovannangelo et al. 2007)
Outdoor soil ($\mu\text{g/g}$)	6m-3y : Median : 40;P95 : 139 3-6 y: median 25, P90:118	Plomb-Habitat (Lucas et al. 2012)

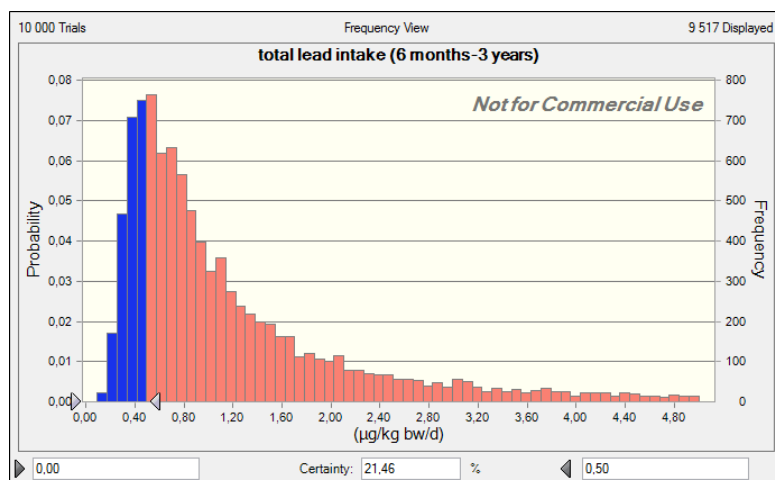
Table 2. Human exposure parameters used for simulation

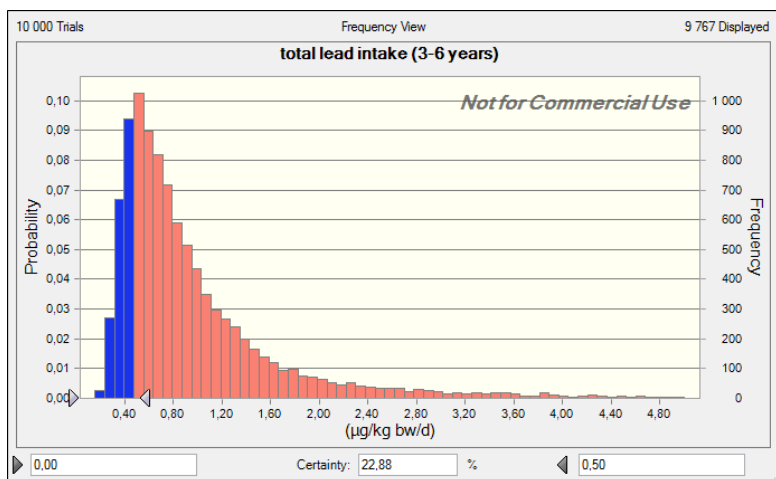
	6 months – 3 years	3-6 years	Ref.
Ventilation rate (m ³ /j)	AM: 8.0 ; P95 12.8 (normal distribution)	AM: 10.1 ; P95 13.8 (normal distribution)	(US EPA (United States Environmental Protection Agency) 2011)
Diet & water intake (µg/kg.d)	observed data (BEBE-SFAE)	observed data (INCA2)	(Fantino and Gourmet 2008)/(Dubuisson et al. 2010;Lioret et al. 2010)
Dust intake rate (mg/d)	AM: 60 P95 : 100 (lognormal shape (Ozkaynak et al. 2011)). Max: 1g/j	idem	(US EPA (United States Environmental Protection Agency) 2011)
Soil intake rate (mg/d)	AM: 50 P95 : 200 (normal shape: lognormal fit failed (Ozkaynak et al. 2011). Min: 0-Max: 1g/j	idem	(US EPA (United States Environmental Protection Agency) 2011) Max from Calabrese 99

Results

Simulated total intakes are presented in fig.1. Intakes are lognormally distributed and are higher for the younger children. The area colored in red corresponds to children with an intake higher than 0.5 µg/kg.d, that is the dose equivalent to the benchmark dose of 12 µg/L(blood), corresponding to 1 IQ point loss (Budtz-Jorgensen et al. 2013; European Food Safety Agency 2010). 79 % of children aged 6 months to 3 years, and 77 % of children 3-6 years exceeded this dose.

Fig 1. Total lead intakes (µg/kg.d) for children aged 6 months to 3 years and 3 to 6 years





Tables 3 and 4 and figures 3 and 4 display the relative importance of exposure pathways for several intake levels. Exposure is dominated by food until the 75th and 50th percentiles for younger and older children respectively. For the most exposed, the soil and dust pathway becomes predominant.

Table 3. Contribution (µg/d kg bw) of different exposure pathways for selected centiles of total intake, children 6 months to 3 years

6m-3y.	Doses (µg/kg.d)	total dose	diet	ingested via dust	ingested via soil	ingested via tap water	inhaled lead
P5	Mean	0,3	0,2	0,1	0,1	0,0	0,0
	Std Dev	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
P50	Mean	0,9	0,2	0,3	0,3	0,0	0,0
	Std Dev	0,0	0,1	0,2	0,2	0,1	0,0
P75	Mean	1,6	0,2	0,7	0,6	0,1	0,0
	Std Dev	0,0	0,1	0,4	0,4	0,2	0,0
P90	Mean	3,2	0,2	1,5	1,3	0,1	0,0
	Std Dev	0,1	0,1	1,0	1,0	0,4	0,0
P95	Mean	4,9	0,2	2,1	2,5	0,1	0,0
	Std Dev	0,4	0,1	1,8	1,8	0,2	0,0

10000 simulations. Estimation at percentile P_i includes $P_i-0.01$ to $P_i+0.01$ (200 trials).

Fig 3. Contribution ($\mu\text{g/d kg bw}$) of different exposure pathways for selected centiles of total intake, children 6 months to 3 years. Error bar: 1 standard deviation

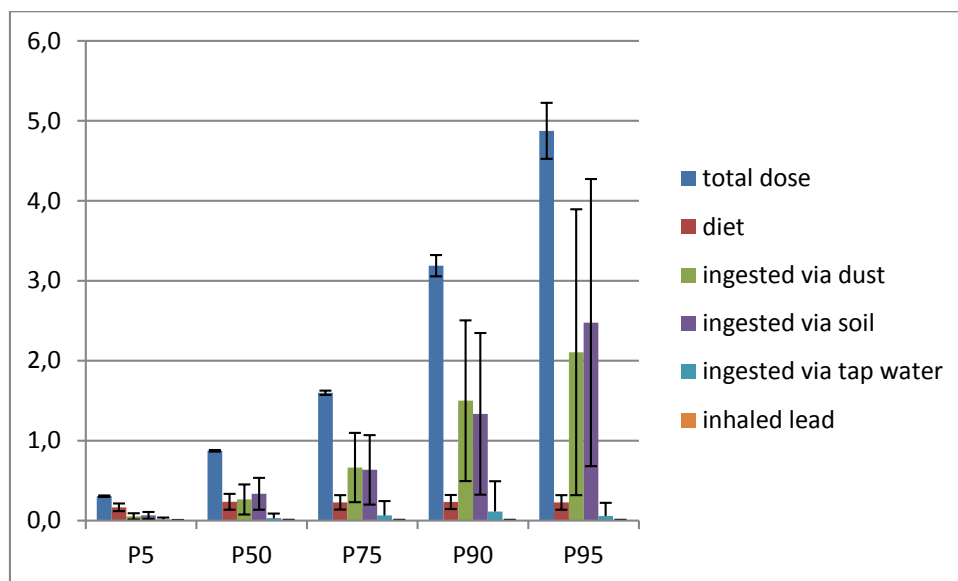
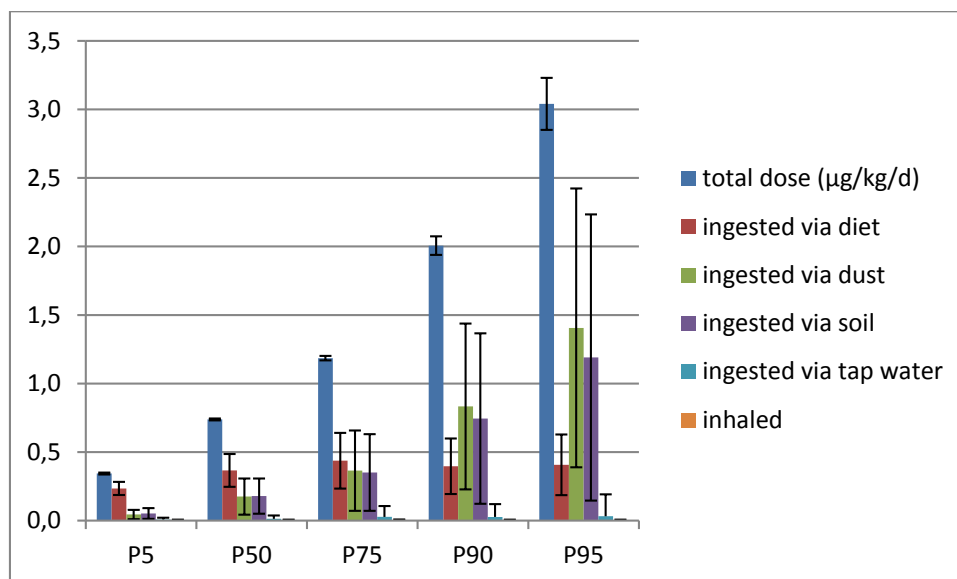


Table 4. Contribution ($\mu\text{g/d kg bw}$) of different exposure pathways for selected centiles of total intake, children 3-6 years

3-6 years	Doses ($\mu\text{g/kg.d}$)	total dose	diet	ingested via dust	ingested via soil	ingested via tap water	inhaled lead
P5	Mean	0,3	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0
	Std Dev	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
P50	Mean	0,7	0,4	0,2	0,2	0,0	0,0
	Std Dev	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0
P75	Mean	1,2	0,4	0,4	0,4	0,0	0,0
	Std Dev	0,0	0,2	0,3	0,3	0,1	0,0
P90	Mean	2,0	0,4	0,8	0,7	0,0	0,0
	Std Dev	0,1	0,2	0,6	0,6	0,1	0,0
P95	Mean	3,0	0,4	1,4	1,2	0,0	0,0
	Std Dev	0,2	0,2	1,0	1,0	0,2	0,0

Fig 4. Contribution ($\mu\text{g/d kg bw}$) of different exposure pathways for selected centiles of total intake, children 3-6 years. Error bar: 1 standard deviation



Discussion

We used nationwide representative data to assess children exposure to metals, by different pathways.

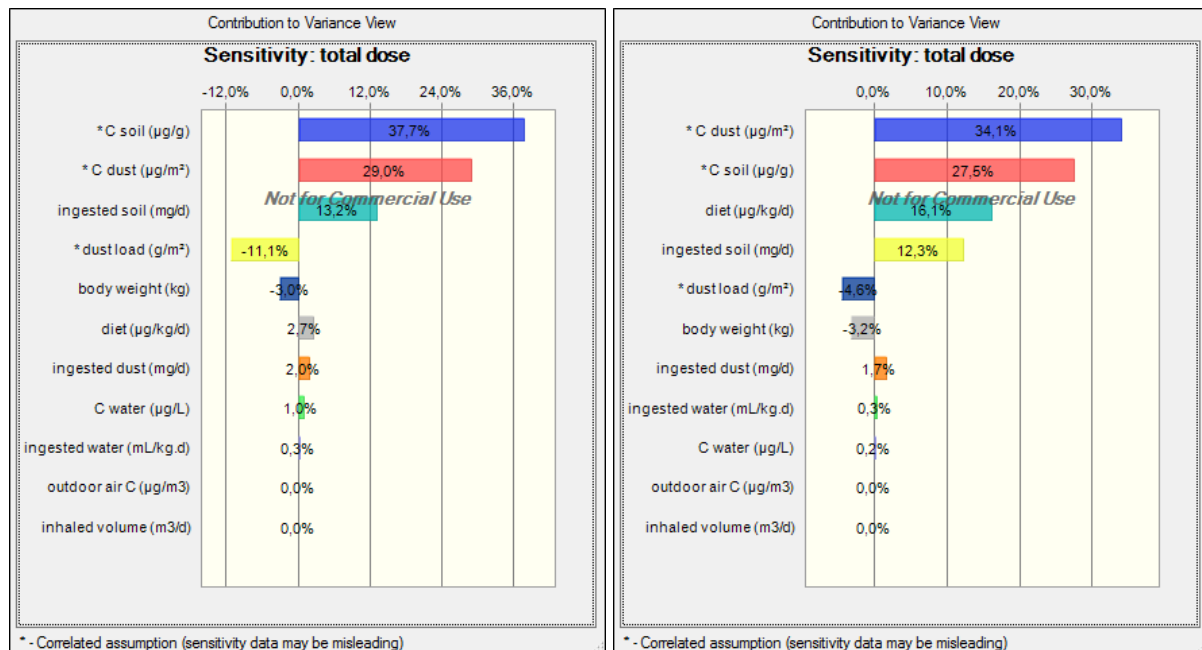
For lead, almost 80 % of children 3-6 years have a total dose higher than $0.5 \mu\text{g/d/bw}$ that is the dose equivalent to the benchmark dose of $12 \mu\text{g/L}$ (blood), corresponding to 1 IQ point loss (Budtz-Jorgensen et al. 2013;European Food Safety Agency 2010). This is consistent with the observed BLL (GM= $15 \mu\text{g/L}$, P25= $11\mu\text{g/L}$) in this age group in 2008-2009 (Etchevers et al. 2013). For younger children, food, dust and soil ingestion equally contributes to the median total dose, whereas dust and soil are becoming the major pathways for the most exposed. For children 3-6 years, food ingestion contributes to half the median total dose, whereas dust and soil equally contributes to the other half. The situation is different for the most exposed, soil and particularly dust ingestion becoming the major pathways. This contribution of dust is in line with recent findings in France (Oulhote et al. 2013) which indicate interior floor dust was, among also soil and water, associated with the greatest increase in BLLs (about +50 % when dust load increases from 1 to $10\mu\text{g/m}^2$). This important contribution of indoor dust has also been recently observed in North-America (Dixon et al. 2009;Levallois et al. 2013). Contribution of air and water is minimal for the vast majority of children.

This assessment gives a picture at a country level, given the concurrent exposures; it must not be interpreted as encompassing all situations, and in particular extreme or infrequent ones. For example in our results tap water has a minimal contribution to lead exposure: this is due to frequent low concentrations. Nevertheless, for a 10 kg child drinking 0.5L of water containing $10\mu\text{g(Pb)/L}$, tap water will substantially contribute to the intake ($0.5 \mu\text{g/kg bw/d}$ for water alone in our example). Our results simply show that this situation is not frequent. This study is also limited to home environment, the most frequented by children, and most consumed food items. 90 % of diet is considered, so specific populations with specific habits may not be included. It could tend to underestimate the contribution of diet for the most exposed. More generally, the study encompasses main sources of exposures at a population level but is not designed to point out specific source for particularly exposed children. For

example traditional dishes or cosmetics have been associated with high blood lead levels (etchevers et al. in preparation) but were not considered here. An indoor environment not included here although frequented by older children is schools; representative data are not available but a few measurements in French schools (Derbez M. and Dassonville C. 2011) indicate that dust is usually containing very low metal concentrations.

Sensitivity analysis (fig 5.) reveals that for both age groups, lead concentrations in dust and soils, and dust load are parameters contributing the most to variance of results, in line with their own large variance. However as in the total diet studies food items are analyzed by pool, it underestimates the variance of diet intake, and possibly the contribution of dietary exposures to high levels.

Fig 5. Sensitivity analyses. 6 months – 3 years (left) and 3-6 years (right)



Soil and dust ingestion rates are variable but also uncertain parameters, with low confidence estimates (US EPA (United States Environmental Protection Agency) 2011)). This subject is also hotly debated in the literature, especially by Stanek (Stanek, III et al. 2012). French public institutes InVS and Ineris (Dor F. et al. 2012) recommended to use Stanek's results (Stanek et al. 2001) that are much lower (median 24 mg/d +/- 4 mg/d). Recently Stanek (Stanek, III et al. 2012) conducted a meta-analysis of soil ingestion studies and estimated the soil ingestion mean to be 25.5 mg/day (+/- 15.5 mg/day). In the discussion, the author stated it concerned only soil (and not dust ingestion) although the trace-element methodology used in primary studies was not able to distinguish between soil and dust from soil. This uncertainty in definition of soil and dust ingestion and the uncertainty on the value of parameter results in an uncertainty on the lead ingested both by soil and dust. Actually dividing by 2 or 4 the quantity of ingested soil and dust in the simulation would certainly result in lower contribution from dust and soil and total doses that would be mainly driven by dietary exposures, except for the most exposed. This appears to be a major uncertainty of this estimation. In order to assess the consistency of our results for lead with observed blood lead levels (BLL), we used the IEUBK model (White et al. 1998) to model the blood lead levels from our data. We ran IEUBK with the median dietary and environmental data we used in simulation and default parameters for other inputs. We found that predicted mean BLL were 12-13 µg/L from 1 to 3 years and 13-16 µg/L from 3 to 6 years, very close to those observed (15 µg/L) by Etchevers (Etchevers et al. 2013). Modeled 95th percentiles (around

30 µg/L) were also close to those observed. In this simulation soil and dust ingestion was set to IEUBK default value, from 0.85 to 0.135 depending on age. We also made an IEUBK simulation with 25mg soil ingested/day (the value proposed by Stanek). It resulted in 9-10 µg/L and 11-12 µg/L for 6 months to 3 years and 3-6 years respectively. These mean values are lower than those observed, although in the same order of magnitude.

Sensitivity analysis revealed importance of soil and dust concentrations and dust load variability on dose variability. Considering for example children aged 6 months to 3 years, for 95th percentile of total intake, scenario analysis (data not shown) reveals that dust load is 0.23± 0.31 g/m². This indicates that not only higher values of dust load lead to high values of total intake. Around its 95th percentile, total intake is driven by higher values of dust concentration (40±47 µg/m²) and soil concentration (218±220 µg/g).

Moreover we didn't take into account the bioavailability of soil and dust relative to food because of the absence of data about lead bioavailability. In French soils and dust, Bioaccessibility has been estimated (in vitro by a leachability test) to vary between samples and Pb had a median leachability greater than 75% (Glorennec et al. 2012).

Regarding air concentration, the only identified inhalable indoor airborne lead source was tobacco smoking, but data are few so we neglected this source. In sensitivity analysis we used the mean concentration of 21.8 ng/m³ observed in the United States of America (Bonanno et al. 2001) for 19% of children dwellings (Etchevers et al. 2013). This did not change the results.

Limits of quantification may influence the results for lead exposure, especially regarding food (Glorennec et al. 2007). We replaced LQ/2 by 0 or by LQ without noticing a notable impact on estimates. However as LQ are higher for food contamination of older children, their food intake may have been overestimated compared to the younger.

Possibility of comparison with previous estimate is limited by the availability of similar studies. Based on similar design but older and not specific environmental data a previous study (Glorennec et al. 2007) led to slightly lower total intake (median 4.7 µg/kg/week for 3-6 years) with a greater contribution of diet, and a lesser of soil and dust. Differences in dietary intake may be due to lower quantifications limits. The larger importance of soil and dust in our study relies on concentration data, compared to default values used in previous study (data from other countries for soil and from a specific region for dust). The concentrations used here are similar in median but actually more elevated for higher percentiles.

In conclusion, lead intake has been modeled from various representative nationwide surveys. The interest of such modeling is to compare influence of different exposure pathways. The results are consistent with observed BLL, with the majority of children being above the reference value corresponding to 1 IQ point loss. Dietary exposure is predominant for the less exposed children while soil and dust pathways dominate for the most exposed. However, due to the uncertainties relative to these pathways, estimates remain difficult to assess precisely.

Reference List

- Arnich N, Sirot V, Riviere G, Jean J, Noel L, Guerin T, et al. 2012. Dietary exposure to trace elements and health risk assessment in the 2nd French Total Diet Study. *Food Chem Toxicol* 50: 2432-2449.
- Bonanno LJ, Freeman G, Greenberg M, Liroy PJ. 2001. Multivariate analysis on levels of selected metals, particulate matter, VOC, and household characteristics and activities from the Midwestern states NHEXAS. *Applied Occupational and Environmental Hygiene* 16: 859-874.
- Budtz-Jorgensen E, Bellinger D, Lanphear B, Grandjean P. 2013. An international pooled analysis for obtaining a benchmark dose for environmental lead exposure in children. *Risk Anal* 33: 450-461.
- Derbez M., Dassonville C. 2011. Etude pilote de la campagne nationale de connaissance des expositions des enfants dans les écoles, Test du protocole harmonisé et développement du flux de données. OQAI-ESE-Santé 2010/085.

- Dixon SL, Gaitens JM, Jacobs DE, Strauss W, Nagaraja J, Pivetz T, et al. 2009. Exposure of U.S. children to residential dust lead, 1999-2004: II. The contribution of lead-contaminated dust to children's blood lead levels. *Environ Health Perspect* 117: 468-474.
- Dor F., Denys S., membres du groupe de travail InVS-Ineris. 2012. Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants. État des connaissances et propositions. Saint-Maurice (Fra):Institut de veille sanitaire.
- Dubuisson C, Lioret S, Touvier M, Dufour A, Calamassi-Tran G, Volatier JL, et al. 2010. Trends in food and nutritional intakes of French adults from 1999 to 2007: results from the INCA surveys. *British journal of nutrition* 103: 1035.
- Etchevers A, Bretin P, Lecoffre C, Bidondo ML, Le Strat Y., Glorennec P, et al. 2013. Blood lead levels and risk factors in young children in France, 2008-2009. *Int J Hyg Environ Health*.
- European Food Safety Agency. 2010. Scientific Opinion on Lead in Food. *EFSA Journal* 8: 1570.
- Fantino M, Gourmet E. 2008. Apports nutritionnels en France en 2005 chez les enfants non allaités âgés de moins de 36 mois. *Archives de pédiatrie* 15: 446-455.
- Giovannangelo M, Nordling E, Gehring U, Oldenwening M, Bellander T, Heinrich J, et al. 2007. Variation of biocontaminant levels within and between homes--the AIRALLERG study. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 17: 134-140.
- Glorennec P., Le Bot B., Saramito G., Arcelin C. 2005. Exposures to lead via dust ingestion of french children: a pilot study. 15th annual conference of International Society for Exposure Analysis. Tucson Az, USA. In.
- Glorennec P, Bemrah N, Tard A, Robin A, Le Bot B, Bard D. 2007. Probabilistic modeling of young children's overall lead exposure in France: Integrated approach for various exposure media. *Environ Int*: 937-945.
- Glorennec P, Lucas JP, Mandin C, Le Bot B. 2012. French children's exposure to metals via ingestion of indoor dust, outdoor playground dust and soil: Contamination data. *Environ Int* 45: 129-134.
- Levallois P, St-Laurent J, Gauvin D, Courteau M, Prevost M, Campagna C, et al. 2013. The impact of drinking water, indoor dust and paint on blood lead levels of children aged 1-5 years in Montreal (Quebec, Canada). *J Expo Sci Environ Epidemiol*.
- Lioret S, Dubuisson C, Dufour A, Touvier M, Calamassi-Tran G, Maire B, et al. 2010. Trends in food intake in French children from 1999 to 2007: results from the INCA (Etude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires) dietary surveys. *British journal of nutrition* 103: 585.
- Lucas JP, Le Bot B, Glorennec P, Etchevers A, Bretin P, Douay F, et al. 2012. Lead contamination in French children's homes and environment. *Environ Res* 116: 58-65.
- Oulhote Y, Tertre AL, Etchevers A, Bot BL, Lucas JP, Mandin C, et al. 2013. Implications of different residential lead standards on children's blood lead levels in France: Predictions based on a national cross-sectional survey. *Int J Hyg Environ Health* 216: 743-750.
- Ozkaynak H, Xue J, Zartarian VG, Glen G, Smith L. 2011. Modeled estimates of soil and dust ingestion rates for children. *Risk Anal* 31: 592-608.
- Sirost V, Volatier JL, Calamassi-Tran G, Dubuisson C, Menard C, Dufour A, et al. 2009. Core food of the French food supply: second Total Diet Study. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess* 26: 623-639.
- Stanek EJ, III, Calabrese EJ, Xu B. 2012. Meta-Analysis of Mass-Balance Studies of Soil Ingestion in Children. *Risk Anal* 32: 433-447.
- Stanek EJ, Calabrese EJ, Zorn M. 2001. Soil Ingestion Distributions for Monte Carlo Risk Assessment in Children. *Human and Ecological Risk Assessment* 7: 357-368.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 2011. Exposure factors handbook. In: Washington (US).
- White PD, Van Leeuwen P, Davis BD, Maddaloni M, Hogan KA, Marcus AH, et al. 1998. The conceptual structure of the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children. *Environ Health Perspect* 106 Suppl 6: 1513-1530.
- Zartarian V, Bahadori T, McKone T. 2005. Adoption of an official ISEA glossary. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 15: 1-5.

ANNEXE 7 : Actions recommandées en fonction du niveau de plombémie (µg/L)

Source : ACCLPP (Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention). *Low Level Lead Exposure Harms Children: A Renewed Call for Primary Prevention* [Internet]. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, CDC; 2012 p. 57.

http://www.cdc.gov/nceh/lead/acclpp/final_document_010412.pdf

Inférieur à la valeur de référence	Compris entre la valeur de référence et 450 µg/L	compris entre 450 et 699 µg/L	Supérieur à 700 µg/L
<p>Information sur les risques. Conseils hygiéno-diététiques</p> <p>Enquête environnementale* pour les logements construits avant 1978</p> <p>Surveillance de la plombémie</p>	<p>Information sur les risques. Conseils hygiéno-diététiques</p> <p>Surveillance de la plombémie</p> <p>Examen clinique et reconstitution de l'histoire de la maladie</p> <p>Examens complémentaires :</p> <p>Ferritine, éventuellement hémoglobine ou hématoците</p> <p>Enquête environnementale</p> <p>Réduction de l'exposition au plomb</p> <p>Surveillance du développement neurologique</p> <p>- Cliché radiographique de l'abdomen (si l'ingestion de particules de plomb est suspectée) ; décontamination intestinale, si elle est utile</p>	<p>Information sur les risques. Conseils hygiéno-diététiques</p> <p>Surveillance de la plombémie</p> <p>Examen clinique et reconstitution de l'histoire de la maladie</p> <p>Examens complémentaires :</p> <p>Ferritine, hémoglobine ou hématoците, protoporphyrine érythrocytaire</p> <p>Enquête environnementale</p> <p>Réduction de l'exposition au plomb</p> <p>Surveillance du développement neurologique</p> <p>Cliché radiographique de l'abdomen (si l'ingestion de particules de plomb est suspectée) et décontamination intestinale, si elle est utile</p> <p>Traitement chélateur par voie orale. Envisager une hospitalisation si l'environnement de l'enfant ne peut être rapidement sécurisé</p>	<p>Hospitaliser et débiter le traitement chélateur (après confirmation de la plombémie sur un prélèvement veineux).</p> <p>Prendre l'avis d'un médecin toxicologue ou d'un pédiatre spécialisé en santé environnementale</p> <p>Les autres actions à conduire sont les mêmes que celles recommandées pour les enfants dont la plombémie est comprise entre 450 et 699 µg/L.</p>

* Le contenu de l'enquête environnementale peut varier en fonction des ressources locales et du site concerné. Elle doit nécessairement comprendre une inspection visuelle des surfaces peintes et des conditions d'entretien du logement, mais peut comprendre des dosages du plomb dans les peintures, les sols, les poussières, l'eau ou toute autre source potentielle, ainsi que la recherche de l'emploi de cosmétiques d'importation, de remèdes traditionnels, de poteries artisanales, jouets, aliments, etc., dont le rôle peut être plus déterminant dans l'élévation de la plombémie, lorsque celle-ci est faible ou modérée.

GLOSSAIRE

AAS	<i>Atomic absorption spectroscopy</i> (spectrométrie d'absorption atomique)
ACCLPP	<i>Advisory committee on childhood lead poisoning prevention</i> (comité consultatif sur la prévention du saturnisme infantile)
ARS	Agence régionale de santé
Ademe	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
Anses	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
BD ETM	Base de données Eléments traces métalliques
BMDL ₀₁	Benchmark dose de la plombémie correspondant à un excès de risque de 1 %
BMDL ₁₀	Benchmark dose de la plombémie correspondant à un excès de risque de 10 %
BMD _{10%L95%}	Limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la BMDL ₁₀
BRGM	Bureau de recherches géologiques et minières
CAPTIV	Centre antipoison et de toxicovigilance
CDCP	<i>Centers for disease control and prevention</i> (Centres de contrôle et de prévention des maladies)
Citepa	Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique
CNRS	Centre national de recherche scientifique
CSRE	Commission spécialisée Risques liés à l'environnement du HCSP
CSTB	Centre scientifique et technique du bâtiment
CV	Coefficient de variabilité
DDASS	Direction départementale des affaires sanitaires et sociales
DGPR	Direction générale de la prévention des risques
DGS	Direction générale de la santé
Dreal	Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement
EAT	Etude de l'alimentation totale
EATi	Etude de l'alimentation totale infantile
Efsa	<i>European food safety authority</i> (Autorité européenne de sécurité des aliments)
FGU	Fond géochimique urbain
GREQAM	Groupement de recherche en économie quantitative d'Aix-Marseille
HCSP	Haut Conseil de la santé publique
ICP-MS	<i>Inductively coupled plasma mass spectrometry</i> (spectrométrie d'émission en plasma induit couplée à la spectrométrie de masse)
IEUBK	<i>Integrated Exposure Uptake Biokinetic</i>
IMN	Inventaire minier national
Inca2	Deuxième enquête individuelle et nationale de consommation alimentaire
Ineris	Institut national de l'environnement industriel et des risques
Inserm	Institut national de la santé et de la recherche médicale
Inra	Institut national de la recherche agronomique
InVS	Institut de veille sanitaire
Irset	Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail
MEDDE	Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie
NHANES	<i>National health and nutrition examination survey</i>
NTP	<i>National toxicology program</i> (programme national de toxicologie)
Pb	Plomb
Plaine	Plateforme d'Analyse des INégalités Environnementales
QI	Quotient intellectuel
LERH	Laboratoire d'études et de recherches en hydrologie
LHN	Laboratoire d'hydrologie de Nancy
LOQ	Limite de quantification
RMQS	Réseau de mesure de la qualité des sols
SAAE	Spectrométrie d'absorption atomique électrothermique
SFAE	Secteur français des aliments de l'enfance
SFTA	Société française de toxicologie analytique
SNSPE	Système national de surveillance des plombémies chez l'enfant
UD	Unité de diagnostic
US EPA	<i>United-States Environmental protection agency</i> (Agence de protection environnementale des Etats-Unis)
VTR	Valeur toxicologique de référence