

Le directeur général

Maisons-Alfort, le 29 janvier 2015

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

**relatif à une demande d'appui scientifique et technique concernant le
signalement d'une contamination au plomb de tubercules de manioc et des
produits dérivés consommés en Guyane**

L'Anses met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.

L'Anses contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.

Elle contribue également à assurer d'une part la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux et d'autre part l'évaluation des propriétés nutritionnelles des aliments.

Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L. 1313-1 du code de la santé publique).

Ses avis sont rendus publics.

La Direction Générale de la Santé (DGS), la Direction Générale de l'Alimentation (DGAI) et la Direction Générale de la Concurrence, de la Consommation et de la Répression des Fraudes (DGCCRF) ont saisi l'Anses, le 1^{er} août 2013 pour une demande d'appui scientifique et technique concernant le signalement d'une contamination au plomb de tubercules de manioc et des produits dérivés consommés en Guyane.

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA DEMANDE

Un cas de saturnisme a été signalé le 22 juin 2011 à l'Agence régionale de Santé (ARS) de Guyane. Il concernait une enfant âgée de presque 3 ans, résidant à Charvein (un lieu-dit de la commune de Mana) et présentant une plombémie de 1724 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Depuis juin 2011, plusieurs cas de saturnisme infantile¹ ont été signalés dans l'ouest guyanais (notamment à Charvein). Des investigations ont été menées localement à Charvein pour comprendre l'origine et l'intensité de la contamination. Les vecteurs possibles de contamination identifiés à ce jour sur place n'ont pas permis d'expliquer les fortes plombémies observées chez les 47 habitants de Charvein qui ont été investiguées.

¹ Définis sur la base d'une plombémie supérieure à 100 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Plus largement, le Centre Hospitalier de l'Ouest Guyanais a réalisé une campagne de mesure de plombémie chez les femmes enceintes consultantes (n = 1284) et les enfants (n = 311) de leur entourage immédiat. Le bilan intermédiaire de mars 2013 a mis en évidence une plombémie supérieure à 100 µg L⁻¹ chez 7,7 % des sujets de cette campagne et supérieure à 50 µg L⁻¹ chez 29,6% d'entre eux.

Entre novembre 2012 et février 2013, une campagne de prélèvements a également été réalisée dans différentes communes de Guyane en vue d'évaluer la contamination en plomb des tubercules de manioc (n = 86) et de ses dérivés, notamment le «couac» (semoule sèche) (n = 50), qui est à la base de l'alimentation d'une partie de la population guyanaise. Le taux de non-conformité² est d'environ 6 % sur l'ensemble des échantillons, avec des teneurs maximales en plomb de 0,34 mg kg⁻¹ de masse fraîche (MF) pour les tubercules de manioc et de 1,7 mg kg⁻¹ MF pour le couac. L'origine de la contamination par le plomb du manioc et de ses dérivés n'est pas encore clairement identifiée mais pourrait être multifactorielle : présence de plomb d'origine naturelle dans les sols, enrichissement en plomb des dérivés du manioc *via* des matériaux en contact avec les denrées alimentaires lors de la préparation des produits (il convient de noter le caractère artisanal du mode de préparation et des ustensiles utilisés).

A ce jour, les professionnels de santé de l'ouest guyanais ont été informés de la problématique et des recommandations à l'attention des personnes sensibles (femmes enceintes, enfants) ont été mises en place, en vue de limiter la consommation de manioc et ses dérivés, de diversifier l'alimentation et de respecter des règles d'hygiène de base (lavage des mains et des légumes avant consommation).

La Direction Générale de la Santé (DGS), la Direction Générale de l'Alimentation (DGAI) et la Direction Générale de la Concurrence, de la Consommation et de la Répression des Fraudes (DGCCRF) ont saisi l'Anses, le 1^{er} août 2013 pour une demande d'appui scientifique et technique concernant le signalement d'une contamination au plomb de tubercules de manioc et des produits dérivés consommés en Guyane.

Dans ce contexte, l'Anses est sollicitée pour apporter son expertise scientifique et technique pour répondre aux sollicitations formulées par les services de Guyane et notamment :

Question 1 : évaluer si la teneur maximale réglementaire fixée pour le plomb dans le manioc frais est suffisamment protectrice pour la population guyanaise compte tenu de ses habitudes de consommation ;

Question 2 : confirmer, compte tenu des données disponibles, la pertinence des recommandations de gestion de risque déjà prises;

Question 3 : évaluer si les données de contamination recueillies sur le manioc frais et sur les dérivés du manioc peuvent permettre d'expliquer les cas de saturnisme constatés en Guyane. Si tel n'est pas le cas, il serait utile que l'Anses puisse donner des orientations sur les investigations qui pourraient être menées sur d'autres sources potentielles et qui n'ont pas été étudiées à ce jour dans le plan d'action contre le saturnisme, concernant notamment la source (sols, instruments de cuisine, etc.) et la sensibilité du vecteur de contamination humaine (incidence des variétés de manioc cultivées ou préparées, autres aliments);

Question 4 : compléter, le cas échéant, les recommandations de gestion de risques déjà prises, en proposant notamment des préconisations de consommation (quantité selon les groupes de populations) du manioc et de ses dérivés.

² Le règlement européen CE 1881/2006 fixe une limite réglementaire en plomb à 0,1 mg kg⁻¹ de manioc frais.

L'Anses ne sera pas en mesure d'apporter une réponse aux questions 1 et 4 car les données de consommation alimentaire spécifiques à la population guyanaise ne sont pas disponibles et les données métropolitaines de consommation et de contamination alimentaire ne sont pas pertinentes pour y répondre. Par ailleurs, les données de consommation recueillies auprès des personnes investiguées à Charvein ne sont pas représentatives de celles de l'ensemble de la population guyanaise en raison de la multiplicité des ethnies sur le territoire guyanais et de leurs habitudes alimentaires respectives.

Enfin, il faut considérer que la limite réglementaire de 0,1 mg kg⁻¹ fixée pour le plomb dans le manioc frais par le règlement CE 1881/2006 :

- a été établie sur la base d'un régime alimentaire moyen observé en Europe qui n'incorpore pas les forts consommateurs de couac comme ceux identifiés en Guyane ;
- vise à protéger une population qui n'est pas exposée de manière importante au plomb via d'autres sources ;
- ne s'applique pas aux produits de l'autoconsommation.

Par ailleurs, l'Anses n'est pas compétente pour évaluer la pertinence des mesures de gestion déjà engagées par les autorités à la fois au niveau des professionnels de santé et de la population guyanaise (question 2).

L'Anses se propose donc d'identifier au regard des éléments d'information disponibles :

- les possibles déterminants à l'origine des fortes plombémies observées chez les personnes investiguées à Charvein,
- l'origine possible des teneurs élevées en plomb observées sur les échantillons de manioc et des produits dérivés.

Le cas échéant, l'Anses proposera des orientations d'investigations supplémentaires.

2. ORGANISATION DES TRAVAUX

L'Anses a confié au comité d'experts spécialisé « Evaluation des risques physico-chimiques dans les aliments » (CES ERCA) l'instruction de cette saisine.

Ces travaux d'expertise sont issus d'un collectif d'experts aux compétences complémentaires. Ils ont été réalisés dans le respect de la norme NF X 50-110 « qualité en expertise ».

Le CES ERCA a été sollicité les 20 novembre 2013, 20 janvier 2014, 19 février 2014 et 20 mai 2014 pour prendre connaissance des différentes informations relatives à ce dossier et pour se prononcer sur le cadrage de la saisine et de l'expertise.

La présente expertise repose principalement sur les nombreuses données transmises par les tutelles, l'ARS et la CIRE en Guyane (cf. annexe 1) et sur les travaux d'expertise (bibliographie et interprétation des données recueillies sur le terrain) :

- de quatre rapporteurs du CES ERCA (toxicologie du plomb, pratiques à risque, déterminants environnementaux des plombémies, transfert des contaminants dans les plantes, chimie des sols)

- d'un rapporteur externe (contribution des matériaux au contact des denrées alimentaires aux expositions au plomb)
- de deux unités internes à l'Anses, relatives à l'interprétation des données de consommation et au calcul des expositions externes et internes

Une audition des enquêteurs a été réalisée le 16 avril 2014 en présence des principaux experts rapporteurs du dossier. La Direction Départementale de l'Agriculture et des Forêts de Guyane a également été auditionnée le 15 octobre 2014. D'autres experts scientifiques ont également été contactés ponctuellement au cours de l'expertise pour apporter leurs connaissances sur des sujets spécifiques en lien avec la problématique d'exposition au plomb en Guyane.

Ces divers travaux ont été présentés au CES ERCA les 23 septembre, 14 octobre et 19 novembre 2014.

L'analyse et les conclusions du CES ERCA ont été validées par le CES ERCA le 17 décembre 2014.

3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU CES ERCA

3.1. Plomb : informations générales

L'ingestion d'aliments contaminés et d'eau véhiculée par les canalisations en plomb représentent les deux principales sources de contamination de la population générale ; l'ingestion de sol, volontaire (géophagie) ou involontaire (comportement main-bouche) ou de particules (pica), contaminées par le plomb peut constituer une voie de contamination importante dans les milieux défavorisés, en particulier chez les jeunes enfants. L'ingestion volontaire de sol est observée parfois chez les femmes enceintes, comme chez certaines populations en Afrique ou en Amazonie. La contamination par voie pulmonaire n'est significative que dans le cas d'intoxications professionnelles et la contribution de la voie cutanée a été incriminée dans le cas d'utilisation de produits cosmétiques pollués par le plomb, notamment des produits de maquillage colorés.

3.1.1. Généralités toxicologiques

L'intoxication chronique par le plomb peut conduire à divers troubles essentiellement liés à son accumulation dans le système nerveux central, source d'altérations des fonctions cognitives (diminutions du QI) chez les jeunes enfants (Lanphear *et al.* 2005), et dans le rein où le plomb provoque une altération de la filtration glomérulaire. Elle peut aussi induire des troubles du système cardiovasculaire et du développement embryonnaire (foetotoxicité).

Les personnes les plus sensibles à l'intoxication au plomb sont les femmes enceintes (foetotoxicité) et les enfants, surtout de la naissance à 7 ans, du fait d'une atteinte de leur développement.

L'absorption intestinale du plomb (sous une forme hydrosoluble Pb^{2+}) s'effectue par transport actif. Faible (5 à 10 %) chez l'adulte et plus élevée chez le jeune enfant (40 à 55 %) (Alexander 1974; DeMichele 1984; Ziegler *et al.* 1978), l'absorption peut être augmentée en cas de jeûne, d'un régime riche en graisses, pauvre en minéraux (calcium, magnésium, zinc) et surtout par la carence martiale (en fer). Le plomb peut subir un cycle entéro-hépatique (Saka *et al.* 2011) ce qui ne favorise pas son élimination par voie fécale.

Dans le compartiment sanguin, la majorité du plomb (98 %) est intra-érythrocytaire, le reste étant lié aux protéines plasmatiques. La majorité du plomb présent dans l'organisme (90 % chez l'adulte, 75 % chez l'enfant) est pratiquement immobile car fixé dans l'os trabéculaire mais il peut être libéré à partir de ce compartiment osseux, en cas de déminéralisation importante (ostéoporose) ainsi que pendant la grossesse et l'allaitement.

La demi-vie d'élimination du plomb sanguin varie selon l'âge (3 semaines chez l'adulte, 10 mois chez l'enfant) (Mushak 1992). Chez un individu non exposé, le plomb osseux est progressivement éliminé, avec une demi-vie de 2 à 27 ans selon le type d'os (Christoffersson *et al.* 1986; Nilsson *et al.* 1991). L'élimination du plomb se fait essentiellement par l'urine, une faible fraction étant éliminée par la sueur.

Il existe plusieurs méthodes pour mesurer le degré d'imprégnation d'un organisme par le plomb (dosage dans le sang, les urines, l'os, les dents, les cheveux). En cas d'exposition prolongée, la plombémie reste stable ou augmente, mais elle ne reflète qu'une exposition récente au plomb (semaines ou mois précédents) car elle représente un équilibre entre l'absorption (exposition *via* l'environnement ou l'alimentation), la mobilisation (interne) à partir des sites de stockages de l'organisme (os) et l'élimination.

Les principaux effets toxiques du plomb sont corrélés à la plombémie. Au plan réglementaire, depuis 1993, le seuil d'intervention individuel est fixé chez l'enfant à 100 $\mu\text{g L}^{-1}$. Il implique la mise en œuvre d'une déclaration obligatoire (DO) et d'enquêtes environnementales. Cependant, des effets neurotoxiques, sur le développement, cardiovasculaires et rénaux ont été rapportés chez les enfants et adultes pour des valeurs plus basses de plombémies (avis scientifique de l'EFSA « Plomb dans l'alimentation » publié en avril 2010). Dans son avis de janvier 2013, l'Anses a retenu une plombémie critique de 15 $\mu\text{g L}^{-1}$ en prenant en compte l'augmentation de la prévalence d'une néphrotoxicité chronique, en vue de protéger la population entière, y compris les enfants, contre l'ensemble des effets néfastes du plomb identifiés à ce jour. Le Haut Conseil de Santé Publique de France (HCSP 2014) a proposé en 2014 de remplacer le seuil d'intervention actuel de 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ par la valeur³ de 50 $\mu\text{g L}^{-1}$.

3.1.2. Impact des différents états physiologiques ou pathologiques sur les plombémies

Si on exclut les populations vivant dans l'environnement proche de sols contaminés au plomb, les plombémies élevées sont généralement observées dans les catégories de population socio-économiques à faibles revenus.

En plus des facteurs environnementaux, la plombémie est fonction de certains paramètres (physico-chimiques, physiologiques, pathologiques, etc.) :

- a) La bioaccessibilité⁴ du plomb est fonction de la nature des matrices ingérées. La bioaccessibilité du plomb ingéré varie fortement selon les interactions établies avec la matrice (aliments, sols, eau) et selon l'historique de contamination pour les sols. La bioaccessibilité est accrue, par

³ 50 $\mu\text{g L}^{-1}$ correspondent approximativement au 98^{ème} percentile de la distribution des plombémies infantiles en France en 2008-2009.

⁴ La fraction bioaccessible par voie orale d'un polluant présent dans une matrice est la fraction massique du polluant qui est extraite de la matrice et mise en solution par l'action mécanique et chimique du passage dans le tractus gastro-intestinal (INERIS – démarche intégrée pour l'évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires – août 2013)

exemple, lorsque la minéralisation de l'eau de boisson est faible ou lorsque les aliments sont ingérés à pH acide. Si le plomb se trouve dans la phase carbonatée d'un sol, sa bioaccessibilité sera plus élevée que s'il est lié aux sulfures, par exemple.

b) L'absorption, en particulier par voie orale, est influencée par :

- l'âge : comme dit précédemment, la capacité à absorber le plomb est plus importante chez les jeunes enfants.
- le régime alimentaire :
 - un régime alimentaire déséquilibré (Sargent 1994): aliments peu variés, beaucoup de fruits acides. Un jeûne peut provoquer une augmentation significative (jusqu'à 35 % chez l'adulte) de l'absorption digestive du plomb (DeMichele 1984).
 - des carences alimentaires, principalement en calcium et fer :
 - du fait de ses nombreuses interactions avec les mécanismes cellulaires impliquant le calcium, le plomb est mieux absorbé par des organismes présentant une carence en calcium (Mahaffey 1995).
 - le déficit en fer semble renforcer l'absorption du plomb qui altère la synthèse de l'hème et renforce ainsi l'anémie (Meyer *et al.* 2008) mais il est difficile de savoir s'il s'agit d'une cause ou d'une conséquence
 - La consommation d'alcool ou de tabac. Une consommation quotidienne de 5 g d'alcool provoque une élévation de la plombémie de 3 à 7,5 %. Les enfants nés des mères avec des habitudes tabagiques ont une plombémie plus élevée (15 et 20 %) que ceux nés de mère ne fumant pas (Rhainds and Levallois 1997).
- certaines caractéristiques génétiques peuvent également favoriser l'absorption et potentialiser les effets toxiques (polymorphisme relatif à l'acide δ-aminolévulinique déshydratase (ALAD) ou au récepteur à la vitamine D).

c) La remobilisation : au cours de la gestation, le fœtus peut être contaminé par passage transplacentaire du plomb osseux maternel remobilisé pendant la grossesse (Chen *et al.* 2014). La plombémie de la mère peut alors augmenter sensiblement. A la naissance, les plombémies de la mère et de l'enfant sont équivalentes. Par ailleurs, l'allaitement est un facteur stimulant la libération vers le sang du plomb osseux de la mère (Téllez-Rojo *et al.* 2002). Le plomb passant dans le lait, l'allaitement est déconseillé aux femmes ayant une plombémie supérieure $100 \mu\text{g L}^{-1}$. Les concentrations en plomb dans le lait maternel sont très variables, pouvant aller de 1 à $300 \mu\text{g L}^{-1}$ selon le niveau d'imprégnation de la mère (Baum and Shannon 1996; Saleh *et al.* 1996). Ainsi, chez la mère, en absence d'exposition supplémentaire et surtout lorsqu'elle allaite, la plombémie peut diminuer après la naissance de son enfant.

Une élévation de la plombémie, consécutive à la remobilisation du plomb stocké dans les os, est également observée au moment de la ménopause, après des fractures osseuses et chez les personnes âgées.

- d) La vitesse d'élimination du plomb varie selon sa fixation dans l'organisme. Elle sera rapide pour la fraction liée aux protéines sanguines, plus lente pour celle liée à des tissus mous et encore plus lente, pour celle fixée sur les os (*cf. les demi vies d'élimination décrites plus haut*).

3.2. Expertise sur la situation locale des personnes investiguées à Charvein (lieu-dit de la commune de Mana, Guyane)

En 2011, les personnes investiguées vivaient à Charvein, dans la commune de Mana, et étaient au nombre de 47 habitants (reparties entre 6 habitations) dont 27 enfants.

Parmi les 42 personnes dont les résultats de dosage nous ont été transmis 25 dont 22 enfants (moins de 18 ans) présentaient une plombémie supérieure à 100 µg L⁻¹ (*cf. tableau 1*).

Chez les 13 enfants âgés de moins de 7 ans, 12 présentaient une plombémie supérieure à 100 µg L⁻¹ (moyenne⁵ à 164 µg L⁻¹ et un maximum correspondant au cas isolé d'une fille de 3 ans dont la plombémie a été mesurée à 1724 µg L⁻¹ - cas index). La plombémie moyenne était de 170 µg L⁻¹ chez les moins de 3 ans et de 156 µg L⁻¹ entre 4 et 7 ans.

Chez les adultes (9 femmes et 6 hommes), la plombémie moyenne était de 67 µg L⁻¹ et de 42 µg L⁻¹ chez les femmes de moins de 45 ans (moyenne d'âge de 30 ans). Les deux femmes âgées de plus de 70 ans présentaient des plombémies plus élevées (143 et 284 µg L⁻¹). La plombémie moyenne chez les hommes était de 79 µg L⁻¹ (âge moyen de 39 ans).

	Nombre d'individus	Plombémie moyenne géométrique (µg L ⁻¹)	Plombémie maximale (µg L ⁻¹)	Nombre d'individus avec une plombémie supérieure à 100 µg L ⁻¹
Enfants (< 18 ans)	27	103	1724	22 (81%)
<i>Enfants de moins de 3 ans</i>	7	170	1724	6 (85%)
<i>Enfants de moins de 3 ans (hors cas index)</i>	6	116	151	5
<i>Enfants entre 4 et 7 ans</i>	6	156	213	6 (100%)
<i>Enfants entre 8 et 18 ans</i>	14	67	182	10 (71%)
Adultes (> 18 ans)	15	67	284	3 (20%)
<i>Hommes</i>	6	79	106	1 (17%)
<i>Femmes en âge de procréer</i>	7	42	68	0 (0%)
<i>Femmes de plus de 70 ans</i>	2	202	284	2 (100%)
TOTAL	42	88	1724	25 (59%)

Tableau 1 : synthèse des plombémies des personnes investiguées à Charvein par sexe et par classe d'âge (données transmises par la CIRE de Guyane en juin 2014).

⁵ Toutes les moyennes correspondent à des moyennes géométriques.

Selon les enquêteurs, les mères sont souvent très jeunes, elles ont entre 3 et 9 enfants et l'habitude d'allaiter (sans notion plus précise de la durée moyenne d'allaitement).

Quelques rares observations récemment transmises⁶ rapportent une diminution très importante des plombémies chez des personnes ayant quitté ce village, ce qui suggère une source locale d'exposition ou une pratique en favorisant l'absorption.

Pour mémoire en 2008-2009, la plombémie moyenne d'un échantillon d'enfants français de 6 mois à 6 ans vivant en métropole était de 15 $\mu\text{g L}^{-1}$ (moyenne géométrique) avec un percentile 95 de 32 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Etchevers *et al.* 2010). Aux Antilles, des médianes maximales de 19,9 $\mu\text{g L}^{-1}$ en Martinique et 20,4 $\mu\text{g L}^{-1}$ en Guadeloupe sont enregistrées.

Dans l'étude de l'exposition aux polluants chimiques de l'environnement de la population française métropolitaine, la médiane des plombémies chez les adultes de 18 à 74 ans est égale à 25 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Fréry *et al.* 2011).

3.2.1. Bilan des données recueillies suite aux investigations menées à Charvein par les enquêteurs.

Suite à la déclaration du cas index en juin 2011, différentes investigations ont été menées à Charvein. Les analyses environnementales ont été réalisées conformément au "guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme chez l'enfant" de l'InVS édité en juin 2006, en vue d'identifier la ou les sources de contamination. Les 51 prélèvements environnementaux ont porté sur :

- l'eau de pluie dans les *tuff tanks*⁷ (n=6) et celle soutirée puis stockée dans des seaux (n=5)
- l'eau du puits (n=3)
- les poussières de l'intérieur des maisons (n=14)
- le sol autour des maisons et des aires de jeux des enfants (n=9)
- les aliments les plus consommés (n=14).

Les données brutes figurent en annexe 2.

Parallèlement, les habitations et les autres principaux lieux d'activités ont été examinés (peintures et revêtements du domicile, eau du robinet, ustensiles de cuisine, terres polluées, activités de loisirs, occupation professionnelle). Les habitants ont été interrogés sur leurs habitudes de consommation (nature et fréquence de consommation et lieu d'approvisionnement des aliments consommés).

Les consommations des 144 aliments, dont plusieurs d'origine locale ont été recueillies à l'aide d'un questionnaire qui collecte les fréquences de consommation de chaque aliment et les portions généralement consommées par chaque individu. Ce mode de recueil est connu pour surestimer les consommations alimentaires. La liste des 144 aliments est présentée en annexe 1.

Ces 144 aliments ont été classés dans 12 catégories dont la consommation, par classe d'âge, est présentée dans la Figure 1.

⁶ Entretien téléphonique du 17 octobre 2014

⁷ réservoirs en plastique de forte contenance et stockés à l'extérieur.

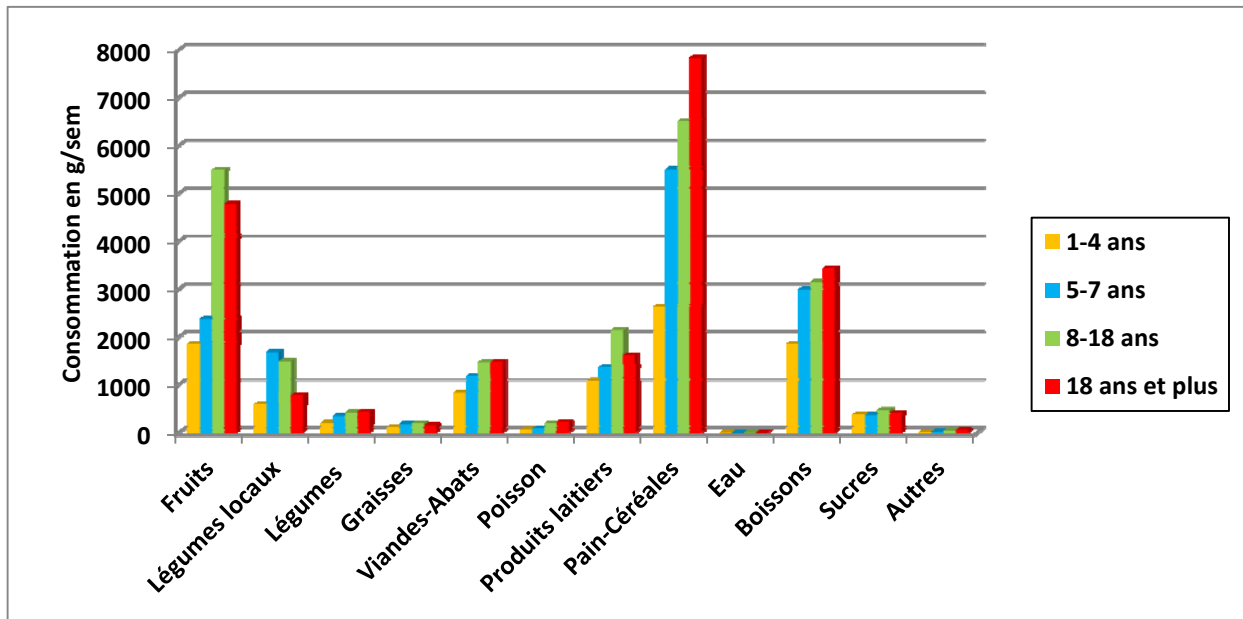


Figure 1 : Consommation alimentaire, par classe d'âge, des individus enquêtés à Charvein (g sem⁻¹)

L'effectif restreint ne permet pas de mettre en évidence des tendances de consommation. A noter que le couac et le riz (long et brisé) classés dans la catégorie « Pain-Céréales », représentent la plus grande fraction de la consommation (en moyenne respectivement, 658, 2631 et 2426 g sem⁻¹ chez les adultes et 647, 1830 et 1264 g sem⁻¹ chez les enfants de moins de 18 ans). En outre, le jus de wassaï⁸, classé dans la catégorie « Boissons », est fortement consommé par les enfants (autour de 600 mL sem⁻¹ en moyenne). On note également une consommation élevée de fruits, en particulier l'ananas, la mangue, la pastèque et le melon (4800 g sem⁻¹ chez les adultes et 3800 g sem⁻¹ chez les enfants en moyenne). Les catégories « viande-abats » ainsi que les produits laitiers semblent moins consommés (respectivement, 1200 et 1670 g sem⁻¹ chez les enfants, et 1460 et 1600 g sem⁻¹ chez les adultes en moyenne). Enfin la consommation moyenne de pain se situe chez les adultes à 1590 g sem⁻¹ et 1010 g sem⁻¹ chez les enfants de moins de 18 ans.

A titre de comparaison (cf. tableau 2), dans l'étude alimentaire INCA2 portant sur les consommateurs français métropolitains (Anses 2009) les adultes consomment viandes et abats à hauteur de 558 ± 359 g sem⁻¹ et 1376 ± 1126 g sem⁻¹ de produits laitiers. Chez les enfants de la population métropolitaine (3 à 17 ans), ces deux catégories sont consommées à des quantités moyennes de 427 ± 278 g sem⁻¹ pour les viandes-abats et 1832 ± 1179 g sem⁻¹ pour les produits laitiers.

⁸ Dans la nature, en grandes grappes de graines violettes, le wassaï est un fruit très recherché pour la préparation crémeuse qu'on en tire et que l'on savoure, sucrée ou non, accompagnée de couac, de riz ou d'autres féculents, selon les goûts. Fort appréciée des guyanais, cette préparation est vendue pendant presque toute l'année.

Quantités consommées (g sem ⁻¹)	CHARVEIN		INCA2 (France métropolitaine)	
	Enfants de moins de 18 ans	Adultes	Enfants 3 à 18 ans	Adultes
<i>Effectifs</i>	27	15	1444	1918
Pain	1010 ± 620	1586 ± 614	383 ± 366	746 ± 585
Viande et abats	1208 ± 622	1466 ± 554	427 ± 278	558 ± 359
Produits laitiers	1668 ± 1232	1606 ± 1176	1832 ± 1179	1376 ± 1126
Riz	1831 ± 984	2631 ± 1114	126 ± 173	134 ± 205

Tableau 2 : données de consommation des personnes investiguées à Charvein et de la population française en métropole (INCA2)

Les données de consommation recueillies auprès des personnes investiguées à Charvein sont à interpréter avec précaution du fait de leur probable surestimation liée au mode de recueil, à la non représentativité de la population enquêtée et aux habitudes alimentaires spécifiques.

Des échantillons de couac, de riz long, de riz brisé et de jus de wassai ont été analysés en plomb (cf. tableau **Tableau 3** 3 et annexe 2). Pour les 6 échantillons de couac (fabriqués sur place par les villageois) les teneurs en plomb (minimum à 0,14 mg kg⁻¹) sont supérieures à la limite maximale de 0,1 mg kg⁻¹ fixée par le règlement CE n°1881/2006. Les échantillons de riz apparaissent conformes tout comme ceux de jus de wassai.

Nature du prélèvement	Nombre de prélèvements	Concentration en plomb (mg kg ⁻¹)	Teneurs maximales réglementaires EU (mg kg ⁻¹ de poids frais)
Couac	6	Minimum = 0,141 Médiane = 0,302 Maximum = 0,335 (frais)	0,1 (LMR pour le manioc frais)
Riz long cuit	1	0,004 (frais)	0,2
Riz brisé cuit	1	0,01 (frais)	0,2
Jus de wassai	3	Minimum = 0,01 Médiane = 0,04 Maximum = 0,041 (frais)	Entre 0,02 et 0,05 (LMR variable en fonction du type de jus de fruit)

Tableau 3 : Synthèse des résultats d'analyse en plomb réalisés sur les aliments suspectés à Charvein d'être les principaux contributeurs à l'exposition au plomb.

Les 9 prélèvements de sol effectués au niveau des zones à risque au regard des activités des enfants indiquaient des teneurs peu élevées en comparaison au fond géochimique (maximum à 20 mg kg MS⁻¹). Les teneurs en plomb dans les poussières intérieures varient en fonction des pièces prélevées entre 5,4 et 27 µg m⁻².

A titre de comparaison, une enquête environnementale (projet Plomb-Habitat) a été réalisée auprès d'un échantillon de 484 enfants issus de l'enquête d'imprégnation de la population française vivant en métropole (EHESP 2010). Les teneurs moyennes en plomb étaient de 112,3 µg kg⁻¹ dans les sols et respectivement de 30 µg m⁻² et 206 µg m⁻² dans les poussières des pièces des logements et des parties communes.

D'autres études complémentaires ont été réalisées (analyse isotopique du plomb, test de libération du plomb à partir des marmites de cuisson, enquêtes auprès de certains fabricants artisanaux de couac, etc.) et sont mentionnées dans la suite du document.

3.2.2. Premières estimations des expositions et des niveaux d'imprégnation réalisées à partir des données recueillies par les enquêteurs

Dans un premier temps, l'exposition moyenne au plomb en lien avec les seuls apports alimentaires et la contribution de chaque aliment à l'exposition totale (%) ont été calculées par classe d'âge, à partir des données de consommation et de contamination recueillies sur les quatre aliments suspectés être les principaux contributeurs (**Tableau 4** tableau 4).

Pour les plus jeunes enfants, les apports en plomb *via* l'allaitement maternel n'ont pas été pris en compte, faute de données⁹ pour Charvein.

L'analyse des données de consommation, disponibles pour les personnes investiguées à Charvein, n'a pas permis d'identifier clairement d'autres aliments susceptibles de représenter des vecteurs importants d'exposition au plomb.

Cependant et à titre indicatif, en France métropolitaine, les crustacés/mollusques, le chocolat, les abats, le pain et produits de panification sèche et les fruits secs et graines oléagineuses figurent parmi les aliments les plus contaminés en moyenne en plomb (Anses 2011).

Ainsi l'analyse en plomb de ces aliments (consommation importante de pain) pourrait s'avérer nécessaire pour mieux estimer les apports alimentaires.

A l'exception de la classe d'âge 1-2 ans pour laquelle le couac et le jus de wassai présentent une contribution similaire à l'exposition au plomb (45,2 et 41,2% respectivement), le couac est le contributeur majoritaire pour toutes les autres classes d'âge (entre 70 et 93%).

Dans un second temps, les niveaux d'imprégnation des enfants de moins de 7 ans ont été estimés sur la base des principales données de contamination recueillies au cours des investigations (scénario 1), à savoir :

- teneur en plomb des sols
- teneur en plomb des poussières
- teneur en plomb des 4 principaux aliments (couac, riz long et riz brisé, jus de wassai)
- teneur en plomb de l'eau consommée (eau de pluie et de puits)

⁹ Selon les enquêteurs, les mères ont l'habitude de nourrir leurs enfants au sein mais la durée de l'allaitement n'est pas connue.

Aliment (Teneur en Pb)	Classe d'âge	Effectif	Exposition moyenne ($\mu\text{g sem}^{-1}$)	Contribution (%)
Couac (0,302 mg kg ⁻¹)	1-2 ans	4	34	45,2%
	3-4 ans	5	103	71,4%
	4-5 ans	1	181	54,9%
	6-7 ans	3	317	92,9%
	8-18 ans	14	250	83,9%
	18 ans et plus	15	199	75,6%
Riz long (0,01 mg kg ⁻¹)	1-2 ans	4	7	8,9%
	3-4 ans	5	11	7,9%
	4-5 ans	1	31	9,5%
	6-7 ans	3	17	5,1%
	8-18 ans	14	23	7,9%
	18 ans et plus	15	26	10,0%
Brisures de riz (0,004 mg kg ⁻¹)	1-2 ans	4	4	4,9%
	3-4 ans	5	4	3,0%
	4-5 ans	1	13	3,8%
	6-7 ans	3	2	0,5%
	8-18 ans	14	6	2,0%
	18 ans et plus	15	10	3,7%
Jus de wassai (0,04 mg kg ⁻¹)	1-2 ans	4	31	41,2%
	3-4 ans	5	26	17,8%
	4-5 ans	1	105	31,8%
	6-7 ans	3	5	1,5%
	8-18 ans	14	19	6,3%
	18 ans et plus	15	28	10,8%
Total	1-2 ans	4	75	100%
	3-4 ans	5	144	100%
	4-5 ans	1	330	100%
	6-7 ans	3	341	100%
	8-18 ans	14	298	100%
	18 ans et plus	15	263	100%

Tableau 4: Exposition au plomb ($\mu\text{g sem}^{-1}$) et contribution à l'exposition totale (%), par classe d'âge. Les données de contamination utilisées sont indiquées entre parenthèses près de l'aliment correspondant.

Le modèle IEUBK¹⁰ (version 1.1) permet d'estimer, à partir d'une série d'équations, la concentration de plomb sanguin pour une population d'enfants de 0 à 7 ans, en fonction de l'exposition au plomb par l'air, les aliments, l'eau ou les poussières (EPA 1994). Ce modèle vise à estimer l'exposition chronique des enfants au plomb mais n'est pas adapté à la modélisation de l'ingestion massive de plomb suite à une intoxication aiguë.

Pour prédire les plombémies des enfants, des biodisponibilités de 50% du plomb ingéré *via* l'eau potable et les aliments et de 30% du plomb ingéré *via* le sol et les poussières ont été retenues (ces valeurs sont celles proposées par défaut par l'US EPA, 1994).

¹⁰ The Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model. <http://www.epa.gov/superfund/lead/products.htm#ieubk>. Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children, Windows® version (IEUBKwin v1.1 build 11) (February, 2010) 32-bit version

La répartition est de 45% pour l'ingestion de particules de sol et de 55% pour l'ingestion de poussières (US EPA, 1994). La quantité de terre et de poussières ingérée par jour a été fixée par défaut entre 85 et 135 mg j⁻¹, selon l'âge des enfants. Dans la situation spécifique à Charvein, ce ratio a peu d'influence sur les calculs car les teneurs en plomb des sols et des poussières sont proches.

La plombémie de la mère a été fixée au regard de celle observée chez la seule femme enceinte investiguée à Charvein, soit 65 µg L⁻¹.

Le tableau 5 renseigne les doses/concentrations d'exposition moyenne pour l'eau, le sol, les poussières, l'air et l'alimentation utilisée pour calculer la plombémie pour les enfants âgés de 6 mois à 7 ans (scénario 1).

Classe d'âge	6 mois- 1 an	1-2 ans	2-3 ans	3-4 ans	4-5 ans	5-6 ans	6-7 ans
<i>Effectif par tranche d'âge</i>	2	2	3	2	1	1	2
Concentration de plomb dans l'air (µg m ⁻³)	0,1						
Concentration en plomb (mg kg ⁻¹) du :							
- couac	0,302						
- riz long	0,010						
- riz brisé	0,004						
- jus de wassaï	0,040						
Consommation journalière (g j ⁻¹) de :							
- couac	100	125	433	200	600	350	1400
- riz long	788	550	1515	550	3150	1050	2100
- riz brisé	788	1050	1083	1050	3150	1050	150
- jus de wassaï	197	1350	1022	67	2625	75	150
Consommation d'eau du robinet (L j ⁻¹)	0,20	0,50	0,52	0,53	0,55	0,58	0,59
Concentration de plomb dans l'eau (µg L ⁻¹)	2,5						
Quantité de sol et poussières ingérée (g j ⁻¹)	0,08	0,13	0,13	0,13	0,10	0,09	0,08
Concentration de plomb dans le sol (µg g ⁻¹)	20						
Concentration de plomb dans les poussières (µg.g ⁻¹)	23						
Exposition liée à l'air inhalé (µg j ⁻¹)	0,5	0,8	0,9	1	1	1	1
Exposition liée à l'ingestion de couac, riz et jus de Wassaï (µg j ⁻¹)	12,6*	25,7	36,5	17,5	47,2	17,6	64,3
Exposition liée à l'ingestion d'eau (µg j ⁻¹)	0,5	1,25	1,3	1,32	1,37	1,45	1,47
Exposition liée à l'ingestion de sol et de poussières (µg j ⁻¹)	3,65	5,8	5,8	5,8	4,3	3,87	3,65
Exposition totale (µg j ⁻¹)	17,25	33,55	44,5	25,6	53,9	23,9	66,8

Air : valeur par défaut US EPA

Eau du robinet : valeur par défaut US EPA

Quantité sol et poussières ingérées par jour : valeur par défaut US EPA

Concentration de plomb dans les poussières calculée avec 27 µg Pb par m² / 1.17 g m⁻² soit 23 mg kg⁻¹

*valeur extraite des estimations réalisées par les enquêteurs

Tableau 5: Doses et concentrations d'exposition moyennes géométriques utilisées pour calculer l'imprégnation au plomb pour les enfants âgés de 6 mois à 7 ans (scénario 1)

Selon les hypothèses du scénario 1, l'exposition externe liée à l'ingestion des quatre principaux contributeurs suspectés (couac, riz long et riz brisé, jus de wassaï) représente entre 68 et 93 % de l'exposition totale.

Selon ces mêmes hypothèses (scénario 1), la plombémie estimée pour les enfants à l'âge de 7 ans est de $51 \mu\text{g L}^{-1}$ (intervalle de prédiction compris entre 20 et $128 \mu\text{g L}^{-1}$). La plombémie moyenne observée à Charvein pour les enfants de moins de 7 ans est de $140 \mu\text{g L}^{-1}$. **Les simulations obtenues à partir du modèle IEUBK et des données recueillies par les enquêteurs permettent d'expliquer en moyenne 36% des plombémies observées sur le terrain chez les enfants de moins de 7 ans. La consommation de couac contribue à une part importante (93 %) des plombémies estimées à partir du scénario 1, mais il existe d'autres sources ou facteurs de susceptibilité encore non identifiés.**

L'apport en plomb via le lait maternel n'a pas pu être pris en compte, faute de données.

Le modèle IEUBK a été réalisé à partir de paramètres obtenus chez des individus vivant principalement dans des milieux urbanisés. Il est possible que certains paramètres retenus par défaut ne correspondent pas à certaines spécificités de la population locale (régime alimentaire, spécificités génétiques, habitudes de vie, répartition des activités dans l'espace et le temps, etc.).

A titre d'information, en considérant une biodisponibilité de 100% et en conservant les doses et concentrations d'exposition pour l'eau, le sol, les poussières, l'air et l'alimentation utilisées pour le scénario 1, la plombémie estimée chez les enfants à l'âge de 7 ans serait de $93 \mu\text{g L}^{-1}$ (intervalle de prédiction compris entre 37 et $233 \mu\text{g L}^{-1}$) ce qui correspond en moyenne à 66% des plombémies observées sur le terrain chez les enfants de moins de 7 ans.

De la même manière, une consommation identique d'un couac nettement plus contaminé (en moyenne à $1,7 \text{ mg kg}^{-1}$)¹¹ et en conservant les doses et concentrations d'exposition pour l'eau, le sol, les poussières, l'air et les autres aliments utilisées pour le scénario 1, entrainerait une plombémie moyenne estimée chez les enfants à l'âge de 7 ans de $142 \mu\text{g L}^{-1}$ (intervalle de prédiction compris entre 57 et $357 \mu\text{g L}^{-1}$), c'est-à-dire très proche de celle réellement observée à Charvein.

3.2.3. Propositions d'explications complémentaires

A l'issue des premières estimations réalisées par l'Anses, il semble difficile d'identifier de façon certaine une source unique de contamination. Il est probable que la contamination provienne de plusieurs sources, l'ingestion de couac n'expliquant qu'une partie des plombémies observées chez les enfants de moins de 7 ans. Toutefois, en l'absence de l'identification formelle de ces principales sources d'exposition au plomb, le CES ERCA s'est attaché à rechercher des hypothèses pouvant expliquer la discordance entre les niveaux d'imprégnation estimés et ceux observés chez les personnes investiguées à Charvein.

Le tableau 6 liste par ordre d'importance l'ensemble des hypothèses proposées qui pourraient expliquer les niveaux de plombémie observés. Les premières sont celles qu'il conviendrait

¹¹ Valeur maximale retrouvée lors de la campagne de 80 prélèvements réalisées en 2012 et décrite dans le chapitre 3.4.1 Bilan des teneurs en plomb du manioc et produits dérivés commercialisés en Guyane.

d'investiguer en priorité. Ces différentes hypothèses sont ensuite plus amplement détaillées et expliquées.

Hypothèses	Mécanisme	Population concernée	Recommandations
Carence alimentaire	Influence possible des carences en éléments essentiels sur la stimulation des voies métaboliques impliquées dans l'absorption des cations divalents avec, en corollaire, l'augmentation de l'absorption du plomb et d'autres métaux	Adultes et enfants	Dosage en calcium et fer chez les individus puis dans les aliments
Libération de plomb à partir des ustensiles de cuisine (dont ceux utilisés pour la fabrication du couac)	Les ustensiles de cuisine de mauvaise qualité peuvent libérer des quantités notables de plomb, particulièrement dans le cas de cuisson d'aliments ou au contact de boissons acides.	Adultes et enfants	Mener une expertise plus fine des ustensiles utilisés Analyse isotopique
Allaitement maternel	Les niveaux d'imprégnation en plomb des femmes en âge d'allaiter investiguées à Charvein et la réalité de cette pratique (possiblement assez longue) laissent penser que les jeunes enfants pourraient être exposés au plomb de façon non négligeable <i>via</i> l'allaitement maternel.	Enfants	Collecter des données relatives aux pratiques d'allaitement et, si possible, déterminer les concentrations de plomb dans le lait maternel. Analyse isotopique
Ingestion de sol	Malgré des teneurs relativement faibles des sols en plomb, le comportement de pica des enfants de moins de 3 ans peut expliquer une partie importante de leur niveau d'imprégnation au plomb.	Enfants	Objectiver ces comportements à risque Analyse isotopique
Consommation de Pemba	Difficilement objectivable, la consommation de pemba peut contribuer à l'augmentation des	Femmes	Mieux évaluer la consommation de

	plombémies soit directement par les apports en plomb, soit indirectement par la carence en fer et l'anémie qu'elle entraîne.	Enfants ?	pemba Analyse isotopique
Succion d'éléments métalliques contenant du plomb	La succion d'éléments métalliques contenant de fortes teneurs de plomb peut constituer pour certains enfants une source importante d'exposition au plomb.	Enfants	Analyse isotopique
Exposition à des composés cyanogènes (hypothétique)	Influence de l'exposition chronique à des résidus de composés cyanogènes présents dans le couac sur l'augmentation de l'absorption intestinale du plomb et la diminution de son élimination.	Adultes et enfants	Dosage de ces composés dans le couac et dosage des thiocyanates dans les urines
Autres pistes	Orpaillage		

Tableau 6 : synthèse des pistes exploratoires proposées par le CES ERCA

Ces hypothèses ne pourront être confirmées ou infirmées que par l'acquisition de nouvelles données. Le CES ERCA recommande donc, dans la mesure du possible, que tous les échantillons (environnementaux et biologiques) soient prélevés et analysés dans l'optique de réaliser une analyse isotopique plus large que celle déjà réalisée. Cette analyse devra intégrer, en plus des vecteurs déjà identifiés (couac, pemba, sols) l'ensemble des autres vecteurs possibles (lait maternel, aliments cuits dans des conditions à risque, éléments métalliques mis en bouche, autres aliments possiblement contributeurs) afin de confirmer (sans quantification possible) un lien éventuel entre une ou plusieurs sources d'exposition au plomb et les plombémies observées en fonction des classes d'âge des personnes investiguées à Charvein.

i. Une alimentation carencée et source de plomb ?

Au regard des données de consommation recueillies auprès des personnes investiguées à Charvein, le couac et le riz semblent être les aliments de base du régime. La provenance des denrées n'est pas précisée mais il semble que les habitants consomment certaines denrées produites localement.

a) Possibles carences alimentaires

La pauvreté des sols guyanais en calcium et en fer (cf. §. chimie des sols), une consommation peu variée et axée sur des denrées agricoles produites localement et la consommation régulière de

pemba, laissent supposer que les personnes investiguées à Charvein peuvent présenter certaines carences alimentaires.

Comme vu dans le chapitre « Impact des différents états physiologiques ou pathologiques sur les plombémies », des carences alimentaires (par exemple en calcium et en fer) peuvent être à l'origine d'une plus grande sensibilité de l'organisme carencé aux effets toxiques du plomb. Il est possible que ces carences en éléments essentiels soient à l'origine d'une stimulation des voies métaboliques impliquées dans l'absorption des cations divalents et provoquent corrélativement une augmentation de l'absorption du plomb et d'autres métaux.

Des interactions entre les transports intestinaux du fer et du plomb ont été mises en évidence expérimentalement. Le fer et le plomb partagent des mécanismes d'absorption similaires, ces mécanismes d'absorption concernent aussi d'autres métaux divalents (Mn, Cd, Zn) susceptibles de modifier ces transports¹². Le "DMT1" est le transporteur responsable principalement de l'absorption duodénale du fer, mais peut aussi être impliqué dans le transport actif de plomb dans l'organisme à des activités plus faibles (Cheong *et al.* 2004). L'affinité du transporteur DMT1 (exprimé dans le duodénum) est plus importante pour le fer que pour le plomb (d'un facteur 100 à 1000) (Bannon *et al.* 2003). Dans les conditions où l'apport de fer est déficient, le transport de fer est augmenté d'un facteur 10 (Elsenhans *et al.* 2011). Cette hypothèse peut être envisagée dans le cas de Charvein.

Certaines études épidémiologiques associent une carence en fer (habituellement associée à une concentration en ferritine sérique basse) à une augmentation des plombémies (corrélation inverse) (Kwong *et al.* 2004). Cependant il est difficile de déterminer le mécanisme causal (anémie primaire ou secondaire à une contamination par le plomb). Pour ces différentes raisons, on ne peut exclure une diminution de l'absorption intestinale du fer par une contamination intestinale en plomb.

L'existence de carences en calcium et en fer doit être objectivée chez les habitants de Charvein, par des prélèvements sanguins concomitamment au suivi des plombémies.

b) Utilisation d'ustensiles de cuisine chargés en plomb (casserolles, louches, théières...)

L'ensemble des observations et analyses réalisées au cours des diverses investigations n'a pas permis d'identifier une source importante de plomb au travers de l'utilisation de matériau en contact avec les denrées alimentaires. Néanmoins, les personnes investiguées à Charvein fabriquent leur propre couac deux fois par an, à l'aide d'une platine de cuisson qui n'a pas pu être observée. De même, sur les trente-cinq marmites d'aspect artisanal (vraisemblablement issues de matériau recyclé à base d'aluminium) identifiées dans les foyers (cf. Figure 2) seules trois d'entre elles ont été analysées par un laboratoire agréé au regard de leur teneur en plomb et de leur potentiel de libération de plomb dans de l'acide citrique 0,5%. Pour ces échantillons, les teneurs en plomb varient entre 12 et 16 mg kg⁻¹. Les taux de libération de plomb mesurés sont tous inférieurs à la limite de quantification (2 µg L⁻¹) lorsque l'acide citrique est chauffé à 100°C pendant 6 heures et compris entre 14 µg L⁻¹ et 52 µg L⁻¹ lorsque l'acide citrique est chauffé à 40°C pendant 24 heures, ce qui n'est pas négligeable.

¹² <http://www.genecards.org/cgi-bin/carddisp.pl?gene=SLC11A2>



Figure 2 : exemple de marmite retrouvée dans un foyer de Charvein

Dans une étude sur ce type d'ustensiles, Weidenhamer et al. ont mesuré des teneurs en plomb dans les alliages supérieurs à 100 mg kg^{-1} et des concentrations de $70 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ à $866 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ ont été rencontrées lors d'essais de libération avec un simulant acide (acide acétique à 4%) mis en contact 2 heures à ébullition (Weidenhamer *et al.* 2014).

Les résultats des concentrations en plomb dans l'alliage des trois marmites expertisées sont relativement faibles par rapport à ceux rapportés par Weidenhamer et al. en 2014, mais les concentrations dans les solutions de migration après 24 heures sont non négligeables, comme vu précédemment.

Lors de l'analyse isotopique réalisée à partir des échantillons prélevés à Charvein, un échantillon de riz cuit ($0,48 \text{ mg kg}^{-1}$ de poids sec) présentait des teneurs quatre fois plus importantes que le même riz avant cuisson ($0,11 \text{ mg kg}^{-1}$ de masse sèche (MS)). Malgré d'autres tentatives, cette analyse n'a jamais pu être confirmée. Il est donc probable que d'autres marmites utilisées à Charvein présentent des teneurs importantes en plomb et que leur utilisation participe à augmenter les teneurs en plomb des aliments cuits, surtout lorsqu'ils sont acides (pH inférieur à 4,5).

Il en va de même avec des articles en alliages non ferreux. On peut citer, à titre d'exemple, l'utilisation de théières en laiton (Bolle *et al.* 2011). Dans cette étude, sur un échantillonnage de 11 pièces, on retrouve une concentration moyenne de $1,1 \text{ mg L}^{-1}$ [0,1 – 4,9] de plomb dans le thé nature, et $9,2 \text{ mg L}^{-1}$ [0,4 – 24,0] dans un simulant du thé-citron.

Les données de consommation des personnes investiguées à Charvein indiquent une consommation régulière de thé dans chaque foyer, mais aucune information n'est disponible sur la nature des théières utilisées.

De même, pour les céramiques (cuisine de service, assiettes, tasses, etc.) soit de mauvaise qualité, soit artisanales, dans certains cas, l'usage de plomb dans les glaçures ou décors peut conduire à des libérations parfois importantes de plomb (Bolle *et al.* 2012)(cf. tableau 7).

<i>Ustensile analysé</i>	Quantité libérée de plomb
Pièces de céramiques remplissables	
	en mg L ⁻¹
Nombre de pièces	505
Moyenne arithmétique	0,04
Percentile 95	0,12
Pièces de céramiques non remplissables	
	en mg dm ⁻²
Nombre de pièces	436
Moyenne arithmétique	0,090
Percentile 95	0,140

Tableau 7 : Résultats des campagnes d'essai réalisées sur des pièces de céramiques disponibles sur le marché belge entre 2008 et 2010.

Que ce soit dans le cas des métaux ou des céramiques, les facteurs température (cuisson), et/ou d'acidité des aliments influent sur les niveaux de plomb libérés.

A Charvein, certains ustensiles de cuisine d'aspect manufacturé mais de mauvaise qualité ou de fabrication artisanale pourraient conduire à une libération non négligeable de plomb, particulièrement dans le cas de leur utilisation dans la cuisson d'aliments ou de boissons acides.

Une expertise plus fine de l'ensemble des matériaux au contact des denrées alimentaires devrait être conduite au sein des habitations de Charvein.

c) Allaitement maternel

L'ensemble des simulations proposées précédemment ne tient pas compte de l'allaitement maternel. Cela entraîne une sous-estimation des plombémies estimées mais il est difficile de quantifier cette imprécision. Les enquêteurs ont confirmé que toutes les mères allaitaient mais la durée de l'allaitement n'a pas pu être précisée. Aucun prélèvement de lait maternel n'a été effectué.

La littérature indique que le plomb passe dans le lait. La concentration en plomb dans le lait maternel est très variable, de 1 à 300 µg L⁻¹ selon le niveau d'imprégnation de la mère (Baum and Shannon 1996; Saleh *et al.* 1996). D'après des études cinétiques effectuées chez la souris, un tiers de la dose administrée *in vivo* est excrétée dans le lait. Les rapports plomb dans le lait/plomb sanguin augmentent avec les taux sanguins et sont par ailleurs beaucoup plus élevés (de l'ordre de 50 à 100 fois) que ceux observés dans les études humaines, démontrant que l'excrétion du plomb dans le lait est plus efficace chez la souris que chez l'Homme (Hallén *et al.* 1996a). Par ailleurs, il existe un facteur limitant le taux d'absorption digestive du plomb chez les jeunes souris allaitées, sans doute dû à sa forte liaison avec la caséine du lait. Une extrapolation de ces résultats au nourrisson est toutefois difficile à effectuer car son tractus gastro intestinal est plus mature que celui des jeunes souris (Hallén

et al. 1996b).

Les niveaux d'imprégnation en plomb des femmes en âge d'allaiter à Charvein et la réalité de la pratique de l'allaitement maternel (peut-être assez long) laissent penser que les jeunes enfants pourraient être exposés au plomb de façon non négligeable via cette pratique. Ceci, associé à une absorption particulièrement importante du plomb chez le jeune enfant, favoriserait une plombémie élevée.

Une meilleure connaissance des pratiques d'allaitement et, si possible, le dosage du plomb dans le lait maternel seraient nécessaires pour objectiver l'influence de cette pratique sur la plombémie des enfants.

d) Exposition à des composés cyanogéniques

Le manioc amer (dont les tubercules sont utilisés pour la fabrication du couac) est riche en composés cyanogènes (dont le principal est la linamarine). Ces composés sont éliminés en grande partie lors des étapes de râpage, lavage, trempage et séchage des tubercules. Il arrive que lors de certains processus de fabrication domestique ou artisanale du couac, ces composés cyanogènes soient insuffisamment éliminés et provoquent ainsi des intoxications aux glycosides cyanogènes (syndrome du Konzo en Afrique)(E-Andjafono *et al.* 2014). L'exposition chronique à ces composés (notamment à la linamarine) liées à leur possible présence résiduelle dans le couac consommé pourrait avoir deux conséquences au regard des intoxications au plomb :

- un effet sur la sphère digestive suite à une libération locale de cyanure dans la lumière intestinale entraînant une augmentation de l'absorption du plomb sous forme de sels de cyanure.
- une diminution des acides aminés soufrés liée à un déficit alimentaire protéique et associée à la présence chronique de linamarine (dont le cyanure libéré piège le soufre sous forme de thiocyanate). Cette diminution pourrait conduire à un déficit en métalloprotéines et donc à une élimination diminuée du plomb dans le sang (Oliveira *et al.* 2010). Des troubles thyroïdiens peuvent également apparaître et sont dus à un excès d'ions thiocyanates comme cela se produit avec l'intoxication par les hétérosides soufrés goitrogènes.

La détermination des teneurs en composés cyanogéniques dans le couac est nécessaire pour confirmer l'exposition des habitants de Charvein à ces composés. Un dosage de thiocyanates dans les urines peut également être réalisé.

ii. Des pratiques à risque ?

Au-delà de l'analyse de l'exposition alimentaire, les informations relatives aux habitudes de vie des personnes investiguées à Charvein ont permis d'identifier des pratiques à risque susceptible d'expliquer la survenue de plombémies élevées.

a) Ingestion de sol chez les enfants

La géophagie est la pratique consistant en l'absorption de « terre » c'est-à-dire l'ingestion d'éléments minéraux généralement issus du sous-sol. C'est une pratique universelle et ancestrale particulièrement fréquente chez certaines ethnies, dans le but de se protéger de substances toxiques ou pathogènes contenues dans l'alimentation (Louison 2013).

A Charvein, les enquêteurs ont signalé l'ingestion de sol par les femmes enceintes sous forme de boules d'argile blanche appelées « pemba » (cf. ci-dessous) et par les enfants, soit de façon volontaire (chez les très jeunes enfants) ou involontaire (mains non lavées avant de manger, fruits ramassés par terre et consommés sans être lavés, etc). Bien que nécessitant d'être confirmée sur un nombre d'échantillons plus important, l'analyse isotopique réalisée sur dix individus (dont six enfants) indique un lien plus marqué entre le plomb dosé dans le sang de deux jeunes enfants (1,5 an et 3,5 ans) et le plomb contenu dans les échantillons de sol prélevés à Charvein.

A titre indicatif, en conservant les doses et concentrations d'exposition pour l'eau, le sol, les poussières, l'air et l'alimentation utilisées pour le scénario 1 avec le modèle IEUBK (et sans prise en compte des apports *via* l'allaitement maternel en début de vie) l'ingestion pendant 3 ans **de 10 g de sol¹³ par jour conduirait à une plombémie proche de 134 µg L⁻¹ chez les enfants de 3 ans (intervalle de prédiction entre 65 et 410 µg L⁻¹).**

Il est difficile d'estimer une quantité précise de sol ingérée par les enfants de Charvein mais cette quantité de sol semble compatible avec les habitudes de vie observées chez ces enfants qui passent la majeure partie de leur temps à l'extérieur des habitations. Par ailleurs, selon les enquêteurs, tous les enfants de moins de 3 ans présentaient un comportement de pica prononcé (également observé chez un enfant de 6 ans). Le « pica » correspond à la prise compulsive de substances non nutritionnelles (Myaruhucha 2009). Il s'agit d'une pratique souvent identifiée chez des sujets jeunes et associée à des troubles comportementaux liés à des souffrances affectives chez l'enfant (nouvelle grossesse de la mère ; maladie de l'enfant ou d'un des membres de la famille, voire décès ; mésentente des parents ; périodes de grande précarité) (Epelboin and Delavigne 2010). La carence en micronutriments (calcium, zinc et surtout fer) peut également expliquer certains comportements de pica, même chez des adultes (Louison 2013). En milieu plus urbain, des comportements de pica ont été observés chez des enfants à travers l'ingestion de peintures murales ou de poussières domestiques ou autres salissures manu portées et contenant du plomb (Charney *et al.* 1980; Health 2005; Lucas 2013). Bien que moins souvent décrit, le pica peut également correspondre à l'ingestion de terre (ATSDR 2001; Calabrese *et al.* 1991). Chez les enfants présentant ce type de comportement, des quantités de sol ingéré variant de 1 à plus de 10 g j⁻¹ ont été estimées.

Malgré des teneurs relativement faibles des sols en plomb (20 mg kg⁻¹) l'ingestion de sol associée à un comportement de pica chez les enfants de moins de 3 ans, pourrait expliquer une partie importante de leur niveau d'imprégnation au plomb.

La réalité d'un tel comportement associé à une ingestion de sol en quantité non négligeable doit être appréciée par les enquêteurs sur le terrain.

b) Consommation de pemba (essentiellement chez les femmes)

En Guyane, le pemba est un kaolin local, une argile fine et blanche préparée artisanalement et vendue sous forme de boules de différentes tailles. Il constitue un élément important de la vie spirituelle des populations Noires Marron (utilisation traditionnelle principalement sous forme de maquillage), mais les professionnels de santé de l'Ouest guyanais sont les témoins d'une autre forme de consommation du pemba qui pourrait s'approcher d'un pica (Louison 2013). C'est une pratique très répandue également au sein de populations africaines (Mathee *et al.* 2014).

¹³ La teneur en plomb des sols a été fixée à 20 mg kg⁻¹.

Ainsi en Guyane et chez certaines populations du Maroni, les femmes enceintes consomment régulièrement du pemba afin de calmer les maux de ventre, les reflux gastro-œsophagiens et l'hyper-sialorrhée. Des consommations sont également constatées chez des enfants et des adolescents en milieu urbain.

Bien que non représentative, une enquête réalisée auprès de 197 femmes enceintes vivant dans l'Ouest guyanais (Louison 2013) a permis de constater que 42 % d'entre elles reconnaissent en consommer régulièrement depuis des années et 70 % en consomment tous les jours (une ou plusieurs fois par jour). Les femmes enquêtées consomment le plus souvent une boule moyenne (entre 20 et 100 g), à n'importe quel moment de la journée. Pour 35 % d'entre elles, la consommation de pemba est associée à une boisson alcoolisée. La grande majorité des consommatrices de pemba apparentent leur consommation à la prise d'une drogue. Il y a une sous-estimation réelle des quantités consommées soit directement, soit par ajout mélangé aux plats de nourriture distribuée à la famille (Lambert *et al.* 2010).

Les éléments principaux retrouvés sont l'aluminium, entre 11 500 et 18 000 mg kg⁻¹ ainsi que la silice, de 7000 à 11 000 mg kg⁻¹ (Lambert *et al.* 2010). Dans les travaux de Lambert qui s'est intéressé aux populations vivant dans le Bas Maroni en Guyane, les cinq échantillons de Pemba analysés contenaient des teneurs en plomb comprises entre 5 et 10 mg kg⁻¹ de poids sec. Sur un échantillon récupéré d'une habitante de Charvein, la teneur en plomb était de 5 mg kg⁻¹ de poids sec. La concentration en plomb du pemba dépend du gisement à partir duquel il a été produit.

La consommation de pemba préoccupe les professionnels de santé du fait des risques sanitaires qu'elle entraîne, à savoir notamment l'apparition d'anémie par carence en fer. Le très fort pouvoir chélateur du pemba en tant que kaolin lui permet de capter les ions fer présents dans le tube digestif. Sa consommation régulière conduit à l'épuisement des réserves en fer (Minnich *et al.* 1968). A priori, cette carence martiale peut se retrouver chez tous les consommateurs immodérés de pemba (Louison 2013).

La consommation de Pemba est également associée à des apports importants en aluminium, confirmés par les niveaux d'imprégnation en aluminium plus importants chez les consommatrices. Néanmoins il n'y a aucune corrélation entre l'anémie et l'excès d'aluminium retrouvé (10 à 100 µg L⁻¹) alors que l'aluminium est présenté comme un composant toxique pour les hématies (Lambert *et al.* 2010).

Par ailleurs, Lambert *et al.* (2010) ne révèlent pas de différence de plombémie entre les consommatrices et les non consommatrices de pemba (moyenne à 45 µg L⁻¹), malgré les apports importants en plomb que la consommation de pemba suppose (50 à 100 g de pemba par jour avec une teneur en plomb comprise entre 5 et 10 mg kg⁻¹). Ce phénomène n'est pas expliqué. Il est possible que le pemba séquestre le plomb (de par son pouvoir chélateur), qui est par conséquent faiblement bioaccessible malgré l'action acidifiante des sucs digestifs. De manière contradictoire, d'autres publications (Mathee *et al.* 2014; Nyanza *et al.* 2014) s'intéressant à certains pays d'Afrique révèlent que la géophagie, dont la consommation de pemba ou produits apparentés, entraîne une augmentation de la plombémie.

Les enquêteurs ont eu des difficultés pour apprécier la consommation de pemba par les habitantes de Charvein qui ont été investiguées. Certaines femmes ont reconnu en consommer mais la consommation chez les enfants n'a pas pu être observée. Elle reste néanmoins plausible.

L'absence de données de consommation fiables et les incertitudes relatives à la bioaccessibilité du plomb à partir du pempa n'a pas permis de réaliser une simulation avec le modèle IEUBK.

Bien que difficilement objectivable, la consommation de pempa semble être un facteur pouvant contribuer à l'augmentation des plombémies, soit directement par les apports en plomb, soit indirectement par la carence en fer et l'anémie qu'elle entraîne. Il est nécessaire de pouvoir apprécier plus précisément son utilisation.

c) comportement de succion d'éléments en plomb massif chez les enfants

La littérature rapporte des épisodes d'exposition au plomb chez des enfants suite à la succion d'éléments métalliques contenant du plomb, en particulier avec des articles de joaillerie à bas prix (ECHA 2011). Des cas d'intoxication chronique ou aiguë ont également été rapportés après ingestion de matériaux qui contenaient des alliages avec du plomb ou des plastiques plombés (Meyer *et al.* 2008; Yost and Weidenhamer 2008). Les batteries et leur recyclage sont aussi identifiées comme une source d'exposition importante au plomb chez les enfants (Meyer *et al.* 2008). Ce comportement peut s'expliquer par le goût sucré des objets contenant beaucoup de plomb.

L'accès à ce type de matériaux riches en plomb semble facilité pour les enfants de Charvein, soit à travers des objets achetés dans les marchés à proximité, soit à travers la manipulation des batteries enfouies dans le sol ou extraites des carcasses automobiles entreposées dans le village. L'action oxydante/acide de l'environnement extérieur (notamment les pluies) sur les éléments métalliques stockés à l'extérieur ou de la salive sur les matériaux portés en bouche, peut expliquer une plus grande solubilisation du plomb (Urrestarazu *et al.* 2014).

A Charvein, l'exemple isolé de la petite fille de 3 ans ayant présenté une plombémie excessive ($1\ 724\ \mu\text{g L}^{-1}$), ne peut s'expliquer que par l'ingestion d'éléments fortement contaminés en plomb.

A Rémire (en Guyane), deux intoxications au plomb ont été déclarées pour des enfants âgés de 9 et 11 ans qui avaient l'habitude de sucer des composants métalliques fortement contaminés en plomb. Leurs plombémies étaient comprises entre 230 et $300\ \mu\text{g L}^{-1}$.

En se basant sur la publication de Urrestarazu P. et al (Urrestarazu *et al.* 2014) et en conservant les hypothèses du scénario 1 (doses et concentrations d'exposition pour l'eau, le sol, les poussières, l'air et l'alimentation) la plombémie chez les enfants a été estimée suite à la succion d'objets en plomb avec le scénario d'exposition suivant (cf. tableau 8) et en supposant une biodisponibilité de 50 %.

Classe d'âge	Quantité de plomb ingérée via uniquement la succion d'objets en plomb ($\mu\text{g j}^{-1}$)
6 mois – 1 an	94
1 an – 2 ans	88
2 ans – 3 ans	78
3 ans – 4 ans	41
4 ans – 5 ans	41
5 ans – 6 ans	41
6 ans – 7 ans	41

Temps de succion estimé à 20 minutes par jour jusqu'à l'âge de 3 ans puis 10 minutes par jour jusqu'à l'âge de 7 ans.

Taux de migration par défaut de : $25 \mu\text{g cm}^{-2} \text{h}^{-1}$

Tableau 8 : Estimations des quantités de plomb ingérées par jour et par classe d'âge chez des enfants suçant des éléments métalliques contenant de fortes teneurs en plomb

La plombémie pour un enfant de 7 ans serait de $128 \mu\text{g L}^{-1}$ (intervalle de prédiction compris entre 50 et $320 \mu\text{g L}^{-1}$). **La succion d'éléments métalliques contenant de fortes teneurs de plomb peut constituer, pour certains enfants, une source importante d'exposition au plomb, mais cette pratique doit être mieux objectivée à Charvein.**

d) orpaillage

L'exploitation de l'or en Guyane a contaminé massivement l'environnement par le mercure utilisé par les orpailleurs. De fait, la population guyanaise est particulièrement exposée aux risques liés au mercure. Pour les professionnels (les orpailleurs notamment), l'exposition se fait lors de l'utilisation du mercure inorganique et concerne le risque neurotoxique. Pour la population générale, l'exposition se fait par l'ingestion d'aliments contaminés par le mercure organique au travers des réseaux trophiques et concerne notamment les risques neurotoxiques pour les fœtus et les nourrissons allaités.

De multiples travaux visant à identifier l'impact environnemental et sanitaire de la pollution guyanaise par le mercure ont été conduits depuis le début des années 90 par le CNRS, l'INSERM, l'InVS, l'IRD, le BRGM... (Afsse 2004). Les données de contamination en mercure dans les cheveux montrent que la partie sud de la Guyane est plus impactée, en lien avec les pratiques d'orpaillage contrairement aux zones aval du fleuve Maroni (en aval de Maripasoula).

Au Kenya, les éléments majeurs provenant des minerais et des sédiments pour des zones à activités d'orpaillage sont le titane, le cobalt, l'arsenic, le plomb (de 16 mg à 15 g kg^{-1}) et le mercure mais à des niveaux 100 fois plus faibles (Odumo *et al.* 2011).

De nombreux cas de saturnisme ont été rapportés au Nigéria, en 2010, en lien avec des exploitations aurifères (Dooyema *et al.* 2011). Dans les villages de Daretta et Yargalma, les individus présentaient des plombémies importantes ($1\ 190 \mu\text{g L}^{-1}$ en moyenne) pour une concentration $> 100\ 000 \text{ mg kg}^{-1}$ dans les sols autour des habitations des villages. Une étude ultérieure montrait des plombémies allant jusqu'à $3\ 720 \mu\text{g L}^{-1}$ chez les enfants de moins de 6 ans. Les sols des foyers enquêtés affichaient des teneurs en plomb jusqu'à $24\ 000 \text{ mg kg}^{-1}$ (Getso 2013). Ces concentrations très importantes des sols ont été expliquées par l'exploitation de l'or à partir d'un minerai très riche en plomb.

Dans la région de Mana dont Charvein fait partie, il existe des gisements aurifères secondaires (alluvionnaires) accessibles et en très grande partie déjà exploités par des exploitations artisanales ou semi-industrielles dans la commune de Mana (DRIRE 1999). Les études géologiques ne signalent pas la présence de plomb aurifère en Guyane et les teneurs en plomb des sols prélevés à Charvein semblent le confirmer.

La pratique de l'orpaillage à Charvein et dans ses environs ne semble pas être une réalité. Néanmoins, cette pratique, qui peut être clandestine, a été identifiée plus au sud sur les bords du Maroni (Moulet *et al.* 2006). L'orpaillage est historiquement associé à une surexposition au mercure, et les sols guyanais ne semblent pas être riches en plomb. Néanmoins, il n'est pas impossible sur un plan théorique, que le plomb, du fait de ses propriétés physico-chimiques soit utilisé comme collecteur pour amalgamer l'or (SGS 2010) dans le cadre de nouvelles techniques d'orpaillage clandestine.

3.3. Situation relative aux niveaux d'imprégnation au plomb dans l'ouest guyanais

Depuis la déclaration du cas index de Charvein, en juin 2011, une quarantaine de déclarations obligatoires de saturnisme infantile ont été enregistrées (dernière transmission à l'Anses en février 2014).

Par ailleurs, le Centre Hospitalier de l'Ouest Guyanais (CHOG) a mis en place, au-delà des cas de Charvein, une campagne de mesure de plombémies systématique chez les femmes enceintes suivies dans la région pour leur grossesse (84% des dosages) et les enfants (16%) en lien avec celles-ci (descendance ou entourage).

L'analyse intermédiaire des dosages de plomb réalisés entre le 1^{er} juillet 2011 et le 4 mars 2013 (1915 dosages) révèle une moyenne géométrique de 30 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour les femmes en âge de procréer (15-49 ans) et de 38,1 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour les moins de 18 ans. Pour l'ensemble, 7,7% des plombémies étaient supérieures à 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ et 29,6% étaient supérieures à 50 $\mu\text{g L}^{-1}$. Le 95^{ème} percentile des femmes en âge de procréer serait proche de 100 $\mu\text{g L}^{-1}$. Le tableau 9 synthétise les principaux résultats intermédiaires de cette étude.

Populations	N	plombémie moyenne géométrique en $\mu\text{g L}^{-1}$	Pourcentage de plombémie > 50 $\mu\text{g L}^{-1}$	Pourcentage de plombémie > 100 $\mu\text{g L}^{-1}$
Ensemble des personnes	1717	34	29,6%	7,7%
Enfants (moins de 18 ans)	311	38,1	38,6%	12,5%
Femmes en âge de procréer (15-49 ans)	1284	30	22,8%	4,4%

Tableau 9 : résultats des plombémies recueillies entre le 1^{er} juillet 2011 et le 4 mars 2013 par le CHOG et les structures partenaires.

En France métropolitaine, la moyenne de la plombémie (Fréry *et al.* 2011) tous âges confondus est de l'ordre 22 µg L⁻¹ pour les femmes, et de 30 µg L⁻¹ pour les hommes et le 95^{ème} percentile est respectivement à 58 µg L⁻¹ et 85 µg L⁻¹, pour les femmes et les hommes. Le pourcentage de plombémie supérieure à 100 µg L⁻¹ est de 1,7%. La moyenne géométrique est de 8,3 µg L⁻¹ chez les femmes enceintes, avec un P95 à 24,3 µg L⁻¹ (pour un total de 1 968 femmes) (Guldner *et al.* 2014).

En ce qui concerne les enfants, 12,5% des moins de 18 ans de l'Ouest guyanais avaient une plombémie supérieure à 100 µg L⁻¹, les nouveau-nés de moins de 3 mois présentant les plombémies les plus importantes (cf. tableau 10).

Populations	N	plombémie moyenne (et limites) en µg L ⁻¹	
Nouveaux nés <3 mois	12	69	(44-108)
3 mois à 6 ans	87	41	(37-51)
6 à 15 ans	99	43	(36-51)
15 à 18 ans	112	30	(27-34)

Tableau 10 : Détails des plombémies chez les mineurs (par tranche d'âge) recueillies entre le 1^{er} juillet 2011 et le 4 mars 2013 par le CHOG et les structures partenaires

Pour comparaison, en France métropolitaine, les derniers chiffres présentés par l'InVS montraient chez les enfants de 1 à 6 ans une plombémie moyenne de 15 µg L⁻¹ et un percentile 95 de 32 µg L⁻¹ (Etchevers *et al.*, 2014). Aux Antilles, des médianes maximales de 19,9 µg L⁻¹ en Martinique et 20,4 µg L⁻¹ en Guadeloupe sont rapportées.

Il faut donc noter qu'à côté du groupe de plombémies élevées observées à Charvein, les plombémies sont généralement élevées en Guyane. S'il apparaît que ceci est essentiellement observé chez les enfants, il existe un biais lié au type de recrutement utilisé jusqu'à présent¹⁴.

Les données recueillies sont trop parcellaires pour pouvoir conclure sur la situation générale de la population de l'ouest guyanais au regard de leur exposition au plomb et sur les origines de cette exposition. Des investigations complémentaires sont nécessaires sur une plus large sélection de la population générale de manière à identifier éventuellement l'existence d'une population cible au regard de leurs habitudes de vie. Compte tenu d'une possible co-exposition au plomb, mercure et aluminium chez certaines populations infantiles de l'ouest guyanais, des investigations spécifiques devraient être menées chez les enfants de moins de 6 ans.

¹⁴ Les dosages de plomb réalisés chez les mineurs sont beaucoup plus ciblés (par exemple dosage de la plombémie au cordon ou à la naissance lorsque la plombémie de la mère est supérieure à 100 µg L⁻¹, dépistage de la fratrie des lors qu'une femme enceinte a un taux élevé de plomb, dosages conduits par l' ARS à Charvein ...)

3.4. Recherche d'explications sur les teneurs élevées en plomb observées sur le manioc et produits dérivés consommés en Guyane

Le manioc a longtemps constitué la base de l'alimentation en Guyane et cela est encore vrai dans les zones rurales. Le manioc est traditionnellement cultivé sur abattis (technique artisanale d'agriculture sur brûlis) et avec ses dérivés, il joue un rôle symbolique et gastronomique dans l'alimentation guyanaise.

Parmi les nombreuses variétés de manioc existantes, on distingue deux variétés principales cultivées, essentiellement pour leurs tubercules :

- le manioc doux (*cramanioc*) qui n'a pas besoin d'être traité, et peut être consommé directement comme un légume après cuisson à l'eau,
- le manioc amer, qui renferme de l'acide cyanhydrique et qui nécessite donc obligatoirement une transformation avant d'être consommé. Beaucoup de produits sont dérivés du manioc amer (couac, farine torréfiée, galette, fécule...).

Le couac est une semoule sèche plus ou moins grossière qui s'obtient à partir des tubercules de manioc amer. Il peut être consommé seul (cru), en salade (façon taboulé), grillé à la poêle dans des matières grasses pour un accompagnement, en gratin, etc. De conservation longue et facile, nourrissant et naturellement déshydraté, il entre idéalement dans le menu des individus séjournant en forêt.

Bien qu'étant un aliment de base, la situation spécifique de saturnisme infantile observée à Charvein ne peut pas s'expliquer uniquement sur la base de teneurs en plomb retrouvées dans les tubercules de manioc ou dans le couac. Néanmoins, compte tenu de l'importance du couac dans le régime alimentaire de certaines populations vivant en Guyane et des teneurs en plomb observées sur les échantillons de couac prélevés en Guyane, cet aliment constitue un déterminant important de l'exposition au plomb chez ces populations.

3.4.1. Bilan des teneurs en plomb du manioc et produits dérivés commercialisés en Guyane

Dans la continuité des plans de surveillance menés en Guyane en 2010, 2011 et 2012, sur la contamination en métaux lourds (cadmium, plomb, mercure) et arsenic de certaines denrées alimentaires, une campagne de prélèvements a été réalisée, en septembre 2012, dans différentes communes de Guyane portant spécifiquement sur les tubercules de manioc et ses dérivés, notamment le couac¹⁵. 86 échantillons de tubercules de manioc et 50 échantillons de couac ont été recueillis (pour analyse) auprès d'installations de traitement et de transformation de type artisanal, voire familial et non de type industriel (ce type d'activité n'existant pas en Guyane). Il a été observé par les personnes en charge de cette campagne que les installations et ustensiles utilisés sont achetés (au Surinam ou au Brésil) ou fabriqués à la maison et des « doutes sérieux » ont été émis quant à la qualité de ces ustensiles et installations.

Les teneurs retrouvées sont :

¹⁵ campagne exploratoire d'analyses du Pb dans le manioc et ses dérivés en Guyane. Projet de rapport. Groupe de travail DAAF/DIECCTE/ARS. 2013

- **dans les tubercules de manioc** : 0,18 mg Pb kg⁻¹ MS (soit 0,06 mg Pb kg⁻¹ MF) en moyenne ± 0,21. Cinq échantillons de tubercules de manioc sur les 86 analysés (5,8%) étaient non-conformes. La teneur en plomb dosée la plus élevée était de 0,34 mg kg⁻¹ MF¹⁶. Sept autres échantillons ont été déclarés « à surveiller », la teneur en plomb dosée dépassait la teneur maximale réglementaire mais était située dans la plage de l'incertitude analytique.
- **dans le couac (semoule sèche)** : 0,21 mg Pb kg⁻¹ MS en moyenne ± 0,14. Trois échantillons de couac sur les 50 analysés (6%) étaient non conformes. La teneur en plomb la plus élevée était de 1,70 mg kg⁻¹ MF¹⁷. Neuf autres échantillons ont été déclarés « à surveiller », la teneur en plomb dosée dépassait la teneur maximale réglementaire mais était située dans la plage de l'incertitude analytique.

A titre de comparaison, il existe plusieurs publications relatives à la contamination en plomb du manioc (Addo *et al.* 2013; Adebayo and Rapheal 2011; Křibek *et al.* 2014; Osabohien and Otuya 2006). Cependant, toutes ces publications ne mentionnent pas les conditions de lavage, la variété et parfois il existe une incertitude quant à la présentation des résultats (masse fraîche/masse sèche). La comparaison des teneurs obtenues suite à cette campagne de prélèvements avec d'autres données est donc difficile. Néanmoins, au regard des teneurs indiquées dans le tableau 11 pour des tubercules de manioc cultivées au Ghana, à proximité d'un site industriel (0,58 à 1,06 mg kg⁻¹) les teneurs du manioc produits en Guyane ne semblent pas excessivement élevées (Addo *et al.* 2013).

Farm Location from Factory	Sample type	n	Concentration of heavy metals (µg/g)			
			As	Cr	Ni	Pb
East	Cassava	5	0.024	1.82	9.04	0.71
	Soil	5	0.09	51.69	80.40	1.97
North	Cassava	5	0.012	2.61	5.61	0.81
	Soil	5	0.21	55.98	70.32	0.88
North-east	Cassava	5	0.015	4.70	5.62	1.06
	Soil	5	0.38	51.99	84.34	1.25
Average	Cassava	5	0.017	3.04	6.76	0.86
	Soil	5	0.23	53.22	78.35	1.37
Control	Cassava	5	0.010	1.43	10.20	0.58
	Soil	5	0.14	57.99	70.12	1.37
Permissible limit of metal in foodstuffs			0.10	2.30	1.5	0.20
References			WHO/FAO (1999)	WHO/FAO Kihampa <i>et al</i> (2011)	Awashthi (2000)	WHO/FAO (1999)

Tableau 11 : Teneurs en métaux lourds de tubercules de manioc cultivés plus ou moins à distance d'une exploitation de minerais, au Ghana (extrait des travaux de Addo et al., 2013).

Avec les mêmes incertitudes que citées précédemment, les teneurs en plomb de manioc cultivé en bord de route dans une atmosphère fortement poussiéreuse, au Niger, s'élevaient à 0,35-0,66 mg Pb kg⁻¹ en comparaison avec des plantes témoin : 0,08 mg Pb kg⁻¹ (Adebayo and Rapheal 2011). Au Ghana, des valeurs de concentrations en plomb de manioc ont été observées entre 0,7 et 1,1 mg Pb kg⁻¹ dans un contexte là encore de fortes teneurs en poussières dans l'air ambiant (Addo *et al.* 2013).

¹⁶ Ce qui correspond à 1,08 mg kg⁻¹ MS

¹⁷ Ce qui correspond à 1,76 mg kg⁻¹ MS

3.4.2. Facteurs agricoles impactant sur les teneurs en plomb du manioc

a) Physiologie de la plante et transfert du plomb

Le manioc (*Manihot esculenta*) est un arbuste vivace de la famille des Euphorbiacées, originaire du nord-ouest du Brésil et d'Amérique centrale et qui peut atteindre deux mètres de haut. Il est aujourd'hui largement cultivé et récolté comme plante annuelle dans les régions tropicales et subtropicales. Sa reproduction est relativement facile par bouturage. La récolte arrive au bout de 7 mois, puis au bout de 18 mois. Ce sont ses racines tubéreuses (tubercules) qui sont le plus utilisées pour l'alimentation, même si ses feuilles sont aussi consommées en Afrique, en Asie et dans le nord du Brésil (pour la confection du maniçoba).



Figure 3 : Feuilles et racines de *Manihot esculenta*

Les résultats des publications qui comparent le manioc aux autres plantes indiquent que le manioc n'accumule pas particulièrement le plomb (Lammoglia *et al.* 2010; Osabohien and Otuya 2006). Par exemple, selon les résultats de Lammoglia *et al.* (2010) qui ont mesuré les concentrations totales en plomb dans différents végétaux cultivés au Brésil dans une zone impactée par des activités minières (avec des teneurs en plomb dans les sols supérieures à 800 mg kg^{-1}), le facteur de transfert sol-plante de manioc¹⁸ est relativement faible (valeurs très inférieures à 1). En effet, le manioc n'accumule pas significativement le plomb en comparaison avec d'autres végétaux (basilic, chou, radis et laitue).

Cependant, la discussion des résultats de concentration en plomb dans le manioc de cette publication est limitée puisqu'on ne dispose ni des caractéristiques des sols (pH, texture, teneur en matières organiques) ni d'informations sur le contexte de contamination des végétaux : transfert sol-plante uniquement, ou possible transfert foliaire de métaux et/ou irrigation avec de l'eau polluée ?

Les études disponibles ne sont pas très détaillées sur les aspects mécanismes de transfert et il n'y a pas d'information sur la variété de manioc ce qui pourrait expliquer les divergences parfois observées sur la question du facteur de transfert sol-plante ou atmosphère-plante des métaux. Sur d'autres types de végétaux, comme la salade par exemple, un facteur 1500 est observé entre la valeur minimale et maximale de la concentration en plomb recueillies dans les publications disponibles (Pourrut *et al.* 2011). Ces variations résultent des nombreux paramètres influant et en interaction : contexte de pollution, spéciation du plomb, âge de la plante et variété.

¹⁸ ratio entre concentration en Pb dans la plante / concentration en plomb dans le sol.

Selon Dorea, il y a 5000 variétés différentes de manioc qui peuvent présenter des caractéristiques différentes en termes de composition et donc certainement de transfert sol-plante et atmosphère-plante (Dórea 2004).

Selon Addo et al., la phytotoxicité des métaux envers le manioc dépend de la variété, une réduction de biomasse pouvant entraîner une augmentation de concentration totale en métaux d'un facteur 2 ou 3 (Addo *et al.* 2013).

Les publications disponibles ne permettent pas d'évaluer l'influence de la variété de façon rigoureuse, car peu de données existent et le contexte de pollution ou la variété étudiée ne sont pas précisés. Pour étudier l'influence de la variété de manioc sur le transfert de plomb, il serait intéressant de comparer les concentrations en plomb mesurées pour différentes variétés cultivées sur le même sol et dans les mêmes conditions.

b) des sols guyanais peu favorables

La Guyane présente 3 grands types de paysages pédologiques (Boulet 1985).

- Les **terres hautes** sont les plus nombreuses. Il s'agit de régions de collines et plateaux, développées sur un socle cristallin très ancien – le *bouclier guyanais* – ainsi que sur des sédiments sablo-argileux dans la partie nord-ouest du département. Ces paysages sablo-argileux se prolongent au Surinam et au Guyana et constitue ce qui est appelé la *série détritique de base*.

Les sols les plus fréquemment rencontrés dans cette zone présentent une barrière hydrique qui empêche la circulation verticale de l'eau à des profondeurs comprises entre 50 et 100 cm. Ces sols sont très peu drainants, voire imperméables. La zone accessible aux racines présente des alternances d'excès d'eau et de sécheresse et conduit à un fonctionnement caractérisé par une hydromorphie¹⁹ marquée. Ces sols sont souvent en état d'hypoxie voire d'anoxie et présente fréquemment des conditions réductrices qui peuvent provoquer la solubilisation de cations potentiellement toxiques (cf. plus bas).

- La **plaine côtière ancienne** est constituée de deux sédiments marins superposés : des argiles à la base et des sables fins au sommet. Cette zone est peu étendue spatialement et correspond aux barres pré littorales.

Les sols qui s'y développent sont souvent imperméables et saturés en eau à la saison des pluies surtout lorsque les argiles sont proches de l'affleurement. Il s'agit donc de sols fortement hydromorphes. Ces sols imperméables saturés en eau à la saison des pluies, peuvent être très pauvres en éléments dissous et notamment en Fe qui peut en être quasiment absent. On parle alors de sols « blancs » qui sont notamment présents à Charvein (E. Lucot, communication personnelle).

- Les **terres basses** sont constituées par des sédiments marins argilo-limoneux déposés depuis moins de 3500 ans et qui peuvent encore être soumis à la submersion par la marée.

¹⁹ Un sol hydromorphe subit des ennoyages fréquents. Certains horizons présentent des traces physiques et chimiques caractéristiques des conditions réductrices qui règnent durant ces épisodes de saturation.

Ces zones donnent naissance à des sols riches en sulfures qui peuvent s'oxyder en acide sulfurique lors de la mise en culture. Ces sols sont très acides et très peu propices aux cultures.

Sur le plan physico-chimique, les sols guyanais présentent des caractéristiques générales liées à leur pédogenèse²⁰. Le climat équatorial provoque une intense altération des roches cristallines sous-jacentes (bouclier guyanais), ce qui conduit à des sols acides voire très acides, dont les pH sont compris entre 3,5 et 5,5 (Gis-Sol 2001). Les sols ferrallitiques guyanais ont par exemple des pH moyens de l'ordre de 4,5 et peuvent libérer de l'aluminium. Corrélativement, ces sols sont très pauvres en cations échangeables (Ca^{2+} et Mg^{2+}). La capacité d'échange cationique est donc faible. Les sols ne retiennent pas les éléments minéraux. Corrélativement, ils sont fréquemment pauvres en matière organique. Il s'agit donc de sols sensibles à l'érosion lors de déforestation et de cultures sur brûlis (abattis). La fréquence d'un horizon imperméable à faible profondeur fait que ces sols sont fréquemment hydromorphes et que seule une faible épaisseur est accessible aux racines.

L'excès d'eau qui affecte régulièrement les sols hydromorphes s'accompagne d'un déficit en oxygène et induit (i) des modifications de l'état physico-chimique des oxydes de Fe et de Mn ainsi que d'autres métaux, (ii) la solubilisation de cations potentiellement toxiques, (iii) une accumulation de matière organique, (iv) la diminution de la porosité du sol et (v) la réduction de la prospection et de l'activité physiologique des racines et des micro-organismes aérobies. Ces sols sont donc peu fertiles. En raison de ces conditions pédogénétiques particulières, les sols de Guyane peuvent donc se révéler très pauvres en fer et en calcium et présenter des horizons enrichis en cations métalliques toxiques. Des désorptions importantes de ces cations toxiques peuvent survenir localement par solubilisation en milieu acide.

Peu d'informations sont disponibles concernant les concentrations en plomb dans les sols guyanais. Les analyses conduites à Charvein sous l'égide de l'Agence Régionale de Santé de Guyane²¹ indiquent que deux sols présentent des concentrations de l'ordre de $20 \mu\text{g g}^{-1}$ MS (sol DT 171 : $19,3 \mu\text{g g}^{-1}$ MS et Sol DT 173 : $19,4 \mu\text{g g}^{-1}$ MS). Les autres sols prélevés montrent des concentrations comprises entre 1 et $8 \mu\text{g g}^{-1}$ MS (sols DT 170, DT 172, DT 174 à DT 178). L'inventaire minier 1975-1995 de Guyane a été utilisé dans un rapport d'expertise du BRGM (BRGM 2013). Ces documents indiquent que les sédiments de Guyane présentent des concentrations en plomb comprises entre 10 et $150 \mu\text{g g}^{-1}$ MS.

Les données du Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) disponibles sur la base GISSOL (Système d'information des sols de France) ne comportent à l'heure actuelle pas d'informations sur les teneurs en plomb dans les sols guyanais. Par contre, cette base de données montre que les sols métropolitains (partie nord de la France) présente dans la couche de surface (0 – 30 cm) des concentrations comprises entre 20 et $200 \mu\text{g g}^{-1}$ MS (Jolivet *et al.* 2006).

Par comparaison avec les sols métropolitains, les sols guyanais ne sont donc pas particulièrement riches en plomb.

Cependant les caractéristiques particulières des sols guyanais, notamment leur pauvreté marquée en fer et en calcium peut favoriser, chez des populations ayant une alimentation essentiellement basée sur des cultures vivrières produites localement, la survenue de carences en fer et en calcium. Comme

²⁰ La pédogenèse est l'ensemble des processus physiques, chimiques et biologiques qui président à la formation d'un sol.

²¹ Agence Régionale de Santé de Guyane. 2011. Tableau des prélèvements réalisés à Charvein (31 août 2011). Tableau Excel transmis à l'ANSES.

vu précédemment, la carence en fer est d'autant plus marquée chez les consommatrices de pemba qui présentent des anémies importantes.

Une hypothèse pour expliquer les plombémies élevées mesurées chez certains individus pourrait être la suivante :

A l'échelle cellulaire, chez les individus carencés, les déficiences en fer et en calcium induisent une surexpression des transporteurs de cations, ceci s'inscrivant dans une réaction de l'organisme visant à faciliter l'assimilation de ces cations essentiels. Ces transporteurs n'étant pas spécifiques (voir chapitre « a) Possibles carences alimentaires ») l'absorption de l'ensemble des cations présents dans l'alimentation se trouverait ainsi augmentée. Les cations toxiques potentiellement présents dans l'alimentation pourraient alors atteindre des concentrations d'autant plus élevées dans l'organisme que les carences sont marquées.

Le caractère hydromorphe des sols guyanais et certaines de leurs propriétés physico-chimiques pourraient en outre favoriser la solubilisation de ces cations toxiques dans les sols et leur transfert aux cultures vivrières ou leur accumulation dans le pemba.

Une telle hypothèse si elle est cohérente avec les données de terrain doit impérativement être confrontée aux données métaboliques et cellulaires disponibles dans la littérature scientifique.

Plusieurs pistes doivent être explorées pour récolter des informations permettant de valider/invalidier le mécanisme proposé :

- mettre en évidence au sein des populations d'éventuelles corrélations entre plombémie et anémie ;
- réaliser en nombre suffisant des études visant à tester les éventuelles similitudes entre les compositions isotopiques des sols, des cultures vivrières et des prélèvements sanguins et /ou fécaux.
- mesurer conjointement les concentrations en plomb, Ca et Fe et autres métaux toxiques (Mn, Hg, etc.) dans les sols et les cultures vivrières (dont le manioc) en prenant soin de lier les prélèvements végétaux à ceux des sols où ils ont poussé avec un effectif suffisant.

3.4.3. Facteurs impactant les teneurs en plomb du couac, notamment au cours de sa fabrication

En Guyane, le couac est produit à partir des tubercules de manioc amer. Plusieurs étapes sont nécessaires dont certaines peuvent être critiques du point de vue d'une possible contamination en plomb, notamment les étapes de râpage/broyage des tubercules et l'étape finale de cuisson de la semoule sur une grande platine.

Selon Barbosa et al. (2009) qui ont étudié la plombémie pour une population vivant en bordure de l'Amazone, la transformation du manioc en farine dans de grands plats en métal serait une voie importante d'exposition humaine au plomb (femmes et jeunes) avec la possible inhalation de vapeurs (Barbosa Jr *et al.* 2009). Les auteurs ont étudié plus en détail les pratiques de ces populations dans un village pour lequel les plombémies sont très élevées. Dans ce village de nombreuses familles sont impliquées dans la préparation de farine qui consiste à tremper le manioc dans la rivière pendant plusieurs jours, éplucher, griller la racine, drainer la pulpe puis la torrifier dans les plats en métal (en

provenance de Itaituba²²). Selon les auteurs, l'inhalation des vapeurs de plomb et l'enrichissement du manioc devenu farine (d'un facteur 10) par le plomb libéré par les plats seraient deux voies d'exposition expliquant les plombémies élevées dans ce cas.

Un protocole d'essai a été mis en place par les enquêteurs auprès de deux unités de production artisanale de couac identifiées dans l'ouest guyanais (en dehors de Charvein) comme problématiques au cours de la campagne de prélèvements réalisée en 2013²³.

Bien que s'appuyant sur des effectifs réduits, il ressort de cette étude que la platine destinée à la cuisson du couac²⁴ ne serait pas incriminée dans l'accroissement des concentrations en plomb du couac. Les sources sont donc à chercher dans les autres ustensiles destinés à la préparation de ce dernier. A ce niveau, compte tenu de l'acidité du manioc, il n'est pas impossible qu'une libération de plomb puisse se produire à toute étape de fabrication même en l'absence de température élevée.

Ces premiers travaux ont mis en lumière, un accroissement de la teneur en plomb dans le manioc avant et après râpage. Il est connu également que l'abrasion peut conduire à des libérations en éléments (typiquement : poivriers, salières, râpes,...).

Il faut noter que les niveaux relatifs de libération d'élément à partir d'un matériau ne sont pas liés à la composition relative de ce dernier. En effet, même pour des concentrations relativement modérées de plomb dans l'alliage (5%), le niveau de plomb libéré peut être plus important que les niveaux de zinc (à 40% dans l'alliage) ou cuivre (55% dans l'alliage) libérés par un laiton (Bolle *et al.* 2011).

Dans le cadre d'une recherche d'origines éventuelles à ce niveau, il y aurait lieu d'être systématique et d'examiner exhaustivement l'ensemble des pièces utilisées (râpes, cuillères, spatules, stockage intermédiaire,...). Dans ce cadre, la recherche devrait privilégier les ustensiles, objets ou articles en matériaux métalliques non ferreux. Il est connu que les alliages de type laiton et maillechort peuvent contenir des concentrations de plomb non négligeables et libérer au contact acide des concentrations importantes en cet élément (Bolle *et al.* 2011). Il en va de même des articles en aluminium, surtout si ces derniers sont issus d'une filière de recyclage artisanale (Weidenhamer *et al.* 2014).

Bien que moins probables, certains PVC non alimentaires pouvaient contenir du plomb. Le cas échéant, ils pourraient être examinés.

On ne peut exclure non plus d'éventuels ustensiles en matériaux galvanisé, le plomb pouvant être présent sous forme d'impureté dans le revêtement.

La piste de l'ustensile destiné à la cuisson ne semble pas incriminée dans l'accroissement des concentrations en plomb. Toutefois, il pourrait être intéressant de conduire des essais avec des conditions reproduisant l'usage réel. Un essai pourrait être réalisé avec de l'acide citrique 5 g L⁻¹ et à 40°C sur une durée comparable à l'usage. On ne peut exclure que le matériau présente des impuretés (certes moins fréquentes pour les matériaux ferreux) et que dans ces conditions d'acidité et température adéquates, une libération puisse se produire.

Dans la mesure du possible, des essais menés avec le simulant acide (acide citrique 5 g L⁻¹) devraient être menés sur les pièces de la machine qui sert à râper le manioc. Pour autant que la machine soit

²² ville brésilienne de l'ouest de l'État du Pará, sur la rive gauche de la rio Tapajós.

²³ campagne exploratoire d'analyses du Pb dans le manioc et ses dérivés en Guyane. Projet de rapport. Groupe de travail DAAF/DIECCTE/ARS. 2013

²⁴ Pour rappel, la platine utilisée par les personnes investiguées à Charvein pour la fabrication du couac n'a pas pu être observée par les enquêteurs.

démontable, il serait éclairant de procéder à un examen pièce par pièce par immersion de cette dernière dans le simulant sur une durée comparable à celle d'un usage représentatif.

3.5. Conclusions & Recommandations

Les plombémies mesurées chez les personnes investiguées à Charvein (adultes et enfants) témoignent d'une surexposition générale au plomb et plus particulièrement chez les enfants. Sur 44 personnes investiguées, 21 présentent des plombémies supérieures au seuil de déclaration obligatoire de saturnisme, actuellement fixé à $100 \mu\text{g L}^{-1}$. Une grande variété d'investigations a été menée auprès de cette population. Ces données suggèrent l'existence d'une ou plusieurs sources communes, en lien ou non avec le cas index ayant présenté une plombémie particulièrement élevée ($1\,724 \mu\text{g L}^{-1}$).

A source d'exposition équivalente, la plombémie est fonction de nombreux facteurs d'ordre physiologique ou pathologique (âge, grossesse, caractéristiques générales du régime alimentaire (acidité, carences, particularité génétique, etc.) qui peuvent expliquer une partie de la variabilité individuelle des plombémies.

Au-delà de cette variabilité interindividuelle, les essais de modélisation des niveaux d'imprégnation au plomb des enfants exposés jusqu'à l'âge de 7 ans, réalisés à partir des données recueillies par les enquêteurs sur les vecteurs habituels d'exposition au plomb (eau, poussières, sols et aliments fortement consommés dont le couac) aboutissent à des plombémies attendues qui sont inférieures à celles effectivement mesurées chez les enfants.

Parmi les vecteurs identifiés, la consommation et les teneurs en plomb du couac, relevées à Charvein, rendent compte d'une part non négligeable des plombémies. Néanmoins, celles-ci ne peuvent expliquer à elles seules la situation spécifique de saturnisme infantile observée à Charvein.

Dans ce contexte, le CES ERCA s'est attaché à formuler des hypothèses dans le but d'aider les enquêteurs à trouver la ou les autres sources principales d'exposition au plomb. Ces hypothèses devront être confirmées par des investigations complémentaires (observations sur le terrain et analyses ciblées) :

- Certains comportements « à risque » pouvant entraîner une surexposition au plomb nécessitent d'être objectivés :
 - les comportements de pica ou de succion d'éléments métalliques contenant du plomb chez les enfants ;
 - l'allaitement maternel et sa durée ;
 - la consommation de pemba chez les femmes en âge de procréer.
- L'utilisation, dans les foyers, d'ustensiles de cuisine, issus d'un processus de fabrication non contrôlé (notamment artisanale) pourrait entraîner des libérations importantes de plomb dans les aliments ou boissons préparées.

Compte tenu de son environnement et de ses habitudes de vie, il est possible que la population locale soit plus exposée au plomb, soit à travers des carences alimentaires en minéraux (calcium, fer) liée à une alimentation peu variée et pauvre en minéraux, soit du fait d'une possible co-exposition à des composés cyanogéniques.

Le CES ERCA rappelle que les plombémies élevées observées à Charvein résultent vraisemblablement d'une exposition multifactorielle au plomb.

Au-delà du groupe de plombémies très élevées observées à Charvein, les plombémies sont généralement élevées dans l'ouest guyanais, avec une moyenne géométrique de $30 \mu\text{g L}^{-1}$ pour les femmes en âge de procréer (dont 4,4 % supérieures $100 \mu\text{g L}^{-1}$) et de $38,1 \mu\text{g L}^{-1}$ pour les enfants de moins de 18 ans (dont 12,5% supérieurs à $100 \mu\text{g L}^{-1}$). Ces données montrent des valeurs plus élevées que celles recueillies en France métropolitaine.

Cette situation préoccupante nécessite davantage d'investigations (notamment l'identification des populations cibles), d'autant plus que les agences sanitaires considèrent que des effets sanitaires peuvent survenir, au niveau populationnel, à des niveaux nettement inférieurs à $100 \mu\text{g L}^{-1}$.

Sur la base de cette expertise, le CES ERCA formule les recommandations suivantes :

A Charvein :

- Réaliser des prélèvements biologiques pour assurer un suivi des plombémies pour la population de Charvein et vérifier :
 - la corrélation avec les taux sanguins de fer et de calcium pour confirmer les potentielles carences alimentaires. Si ces carences sont avérées, des analyses des aliments et des sols de culture permettraient d'en déterminer l'origine ;
 - une éventuelle coexposition à d'autres éléments traces et métalliques (tels que le mercure, l'aluminium et le cadmium).
- Mener des investigations supplémentaires pour identifier, dans la mesure du possible, la ou les sources principales d'exposition au plomb. Pour cela, le CES ERCA estime important :
 - de vérifier que les ustensiles de cuisine utilisés et susceptibles de libérer du plomb (tel que décrit plus haut, y compris ceux utilisés dans la fabrication souvent artisanale du couac) ne constituent pas une source d'exposition au plomb ;
 - de collecter des données relatives aux pratiques d'allaitement maternel et si possible déterminer les concentrations de plomb dans le lait maternel ;
 - d'objectiver la contribution :
 - pour les enfants, de l'ingestion de terre, de pempa et l'accès à des objets contenant du plomb ;
 - pour les femmes, de la consommation de pempa ;
 - de vérifier les teneurs en plomb dans d'autres aliments consommés par la population locale et susceptibles d'entraîner d'importants apports en plomb (notamment pain, abats, chocolat, crustacés/mollusques).

Dans la mesure du possible, tous les échantillons (environnementaux et biologiques) devraient être prélevés dans l'optique de réaliser une analyse isotopique qui permettra de confirmer (sans le quantifier) un lien éventuel entre une ou plusieurs sources d'exposition au plomb et les plombémies observées en fonction des classes d'âge.

En Guyane :

- Réaliser une étude de bio-surveillance permettant de déterminer les imprégnations en plomb de la population guyanaise et en premier lieu celles des enfants de moins de 6 ans. Dans le cadre de cette étude, une recherche complémentaire, dans le sang, des niveaux de fer et de calcium pourrait être instructive ;
- Réaliser des études de transfert sol-plante pour différents éléments (notamment le plomb, le calcium et le fer) dans les sols et les cultures vivrières (dont les différentes variétés de manioc) de Guyane.

Cette saisine souligne également la nécessité de recueillir des données de consommation (y compris d'auto consommation) de la population ultramarine, afin notamment d'évaluer la pertinence sanitaire de la limite maximale réglementaire actuelle de 0,1 mg Pb kg⁻¹ dans le manioc, au regard de la population guyanaise et éventuellement d'identifier d'autres aliments potentiellement forts contributeurs.

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail adopte les conclusions et recommandations du CES ERCA.

Signé

en date du 29 janvier 2015

**pour le directeur général de
l'Agence nationale de sécurité
sanitaire de l'alimentation, de
l'environnement et du travail**

Marc MORTUREUX

**par délégation par le directeur
général adjoint scientifique**

Gérard LASFARGUES

5. MOTS CLES

Plomb, Manioc, Exposition, Aliments, Guyane

6. BIBLIOGRAPHIE

- Addo M, Darko E, Gordon C, Nyarko B (2013) Heavy metal contaminations in soil and cassava harvested near a cement processing facility in the Volta Region, Ghana: Implications of health risk for the population living in the vicinity. *e-Journal of Science & Technology* **8**(3).
- Adebayo KS, Rapheal O (2011) Survey of Heavy metal contaminations of Cassava mash and Maize corns dried along highways in some selected States in Northern part of Nigeria. *Journal of Advances in Applied Science Research* **2**(5).
- Afsse (2004) Risques sanitaires liés au mercure en Guyane . Note de synthèse Agence Française de Sécurité Sanitaire Environnementale
- Alexander F (1974) The uptake of lead by children in differing environments. *Environmental health perspectives* **7**, 155.
- Anses (2009) Etude individuelle Nationale sur les Consommations Alimentaires 2006-2007 (INCA2). Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
- Anses (2011) Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2) Tome 1&2.
- ATSDR (2001) Summary report for the ATSDR soil-pica workshop. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA.
- Bannon DI, Abounader R, Lees PS, Bressler JP (2003) Effect of DMT1 knockdown on iron, cadmium, and lead uptake in Caco-2 cells. *American Journal of Physiology-Cell Physiology* **284**(1), C44-C50.
- Barbosa Jr F, Fillion M, Lemire M, Sousa Passos CJ, Lisboa Rodrigues J, Philibert A, Guimarães J-R, Mergler D (2009) Elevated blood lead levels in a riverside population in the Brazilian Amazon. *Environmental research* **109**(5), 594-599.
- Baum CR, Shannon MW (1996) Lead in breast milk. *Pediatrics* **97**(6), 932-932.
- Bolle F, Brian W, Petit D, Boutakhrit K, Feraille G, Van Loco J (2011) Tea brewed in traditional metallic teapots as a significant source of lead, nickel and other chemical elements. *Food Additives & Contaminants: Part A* **28**(9), 1287-1293.
- Bolle F, Fekete V, Demont M, Boutakhrit K, Petit D, Brian W, Feraille G, Van Loco J (2012) Lead Migration from Ceramicware in Contact with Foodstuff: Effect of Glaze, Temperature, pH and Food Simulant. *Journ. of Food Sci. and Eng.* **2**, 301-313.
- Boulet R (1985) Etat des recherches sur les sols guyanais: apport de la pédologie au développement.
- BRGM (2013) Rapport d'expertise : cartographie des teneurs en plomb dans les sédiments de Guyane (BRGM/RP-62111-FR) inventaire minier 1975-1995.
- Calabrese EJ, Stanek EJ, Gilbert CE (1991) Evidence of soil-pica behaviour and quantification of soil ingested. *Human & experimental toxicology* **10**(4), 245-249.
- Charney E, Sayre J, Coulter M (1980) Increased lead absorption in inner city children: where does the lead come from? *Pediatrics* **65**(2), 226-231.
- Chen Z, Myers R, *et al.* (2014) Placental transfer and concentrations of cadmium, mercury, lead, and selenium in mothers, newborns, and young children. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*.

Cheong JH, Bannon D, Olivi L, Kim Y, Bressler J (2004) Different mechanisms mediate uptake of lead in a rat astroglial cell line. *Toxicological sciences* **77**(2), 334-340.

Christoffersson JO, Ahlgren L, Schütz A, Skerfving S, Mattsson S (1986) Decrease of skeletal lead levels in man after end of occupational exposure. *Archives of Environmental Health: An International Journal* **41**(5), 312-318.

DeMichele SJ (1984) Nutrition of lead. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology* **78**(3), 401-408.

Dooyema CA, Neri A, *et al.* (2011) Outbreak of fatal childhood lead poisoning related to artisanal gold mining in northwestern Nigeria, 2010. *Environ Health Perspect.*

Dórea JG (2004) Cassava cyanogens and fish mercury are high but safely consumed in the diet of native Amazonians. *Ecotoxicology and environmental safety* **57**(3), 248-256.

DRIRE (1999) potentialités minières sur le territoire de la commune de Mana (Guyane), Etude réalisée dans le cadre des actions du service public du BRGM. Direction régionale de l'industrie, de la recherche et de l'environnement - DRIRE Antilles Guyane.

E-Andjafono DOL, Makila-Mabe GB, *et al.* (2014) Persistance des épidémies de konzo à Kahemba, République Démocratique du Congo: aspects phénoménologiques et socio-économiques. *The Pan African Medical Journal* **18**.

ECHA (2011) Background document to RAC and SEAC opinions on Lead and its compounds in jewellery. European Chemicals Agency.

EHESP (2010) Volet analyses isotopiques du projet « Plomb Habitat » - déterminants des plombémies liés à l'habitat : rapport final à l'Anses. Ecole des Hautes Etudes en Santé Publique - Centre Scientifique et Technique du Bâtiment - Institut de Veille Sanitaire - Assistance Publique, Hôpitaux de Paris, Laboratoire de toxicologie de l'hôpital Lariboisière.

Elsenhans B, Janser H, Windisch W, Schuemann K (2011) Does lead use the intestinal absorptive pathways of iron? Impact of iron status on murine Pb and Fe absorption in duodenum and ileum *in vivo*. *Toxicology* **284**(1), 7-11.

EPA U (1994) Guidance manual for the IEUBK model for Lead in Children. U.S.Environmental Protection Agency.

Epelboin A, Delavigne A-E (2010) Étude anthropologique sur les cas de saturnisme infantile de source non identifiée en Île-de-France en 2009: vol 2, chronique ethnographique.

Etchevers A, Lecoffre C, *et al.* (2010) Imprégnation des enfants par le plomb en France en 2008-2009. *BEHweb* **3**, 1-8.

Fréry N, Saoudi A, Garnier R, Zeghnoun A, Falq G (2011) Exposition de la population française aux substances chimiques de l'environnement. Tome 1. Présentation de l'étude. Métaux et métalloïdes. In. ' (Paris: Institut de Veille Sanitaire (InVS))

Getso KI (2013) Prevalence and Determinants of Childhood Lead Poisoning in Zamfara State, Nigeria. *Journal of Health and Pollution Advance Online Publication*, 1.

Gis-Sol (2001) L'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols.

Guldner L, Saoudi A, Dereumeaux C, Pécheux M, Lefranc A (2014) Describing exposures to environmental contaminants in mothers of newborns in France, 2011: first results obtained in the framework of the French biomonitoring program. Poster. Department of Environmental Health, French Institute for Public Health Surveillance, Saint Maurice, France.

- Hallén IP, Jönsson S, Karlsson M, Oskarsson A (1996a) Toxicokinetics of lead in lactating and nonlactating mice. *Toxicology and applied pharmacology* **136**(2), 342-347.
- Hallén IP, Norrgren L, Oskarsson A (1996b) Distribution of lead in lactating mice and suckling offspring with special emphasis on the mammary gland. *Archives of toxicology* **70**(3-4), 237-243.
- HCSP (2014) Détermination de nouveaux objectifs de gestion des expositions au plomb. Haut Conseil de Santé Publique de France.
- Health AAoPCoE (2005) Lead exposure in children: prevention, detection, and management. *Pediatrics* **116**(4), 1036.
- Jolivet C, Arrouays D, Boulonne L, Ratié C, Saby N (2006) Le réseau de mesures de la qualité des sols de France (RMQS). *État d'avancement et premiers résultats. Étude et Gestion des Sols* **13**(3), 149-164.
- Křibek B, Majer V, Knésl I, Nyambe I, Mihaljevič M, Ettler V, Sracek O (2014) Concentrations of arsenic, copper, cobalt, lead and zinc in cassava (*Manihot esculenta*) growing on uncontaminated and contaminated soils of the Zambian Copperbelt. *Journal of African Earth Sciences*.
- Kwong WT, Friello P, Semba RD (2004) Interactions between iron deficiency and lead poisoning: epidemiology and pathogenesis. *Science of the total environment* **330**(1), 21-37.
- Lambert V, Boukhari R, Nacher M, Goullé J-P, Roudier E, Elguindi W, Laquerrière A, Carles G (2010) Plasma and urinary aluminum concentrations in severely anemic geophagous pregnant women in the Bas Maroni region of French Guiana: a case-control study. *The American journal of tropical medicine and hygiene* **83**(5), 1100-1105.
- Lammoglia T, Figueredo BR, Sakuma AM, Buzzo ML, Okada IA, Kira CS (2010) Lead and other trace elements in edibles and in topsoil as a pathway for human contamination in a mining area in Brazil. *Terrae (Campinas. Impreso)* **7**, 1-2.
- Lanphear BP, Hornung R, *et al.* (2005) Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. *Environmental health perspectives* **113**(7), 894.
- Louison A (2013) Rapport sur l'enquête autour du pemba dans l'Ouest guyanais 2012. *Cayenne: Réseau Périnatal Guyane*.
- Lucas J-P (2013) Contamination des logements par le plomb: prévalences des logements à risque et identification des déterminants de la contamination. Université de Nantes,
- Mahaffey KR (1995) Nutrition and lead: strategies for public health. *Environmental health perspectives* **103**(Suppl 6), 191.
- Mathee A, Naicker N, Kootbodien T, Mahuma T, Nkomo P, Naik I, De Wet T (2014) A cross-sectional analytical study of geophagia practices and blood metal concentrations in pregnant women in Johannesburg, South Africa. *SAMJ: South African Medical Journal* **104**(8), 568-573.
- Meyer PA, Brown MJ, Falk H (2008) Global approach to reducing lead exposure and poisoning. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research* **659**(1), 166-175.
- Minnich V, Okçuoglu A, Tarcon Y, Arcasoy A, CIN S, Yörükoglu O, Renda F, Demirag B (1968) Pica in Turkey II. Effect of clay upon iron absorption. *The American journal of clinical nutrition* **21**(1), 78-86.
- Moulet D, Saffache P, Transler A-L (2006) L'orpillage en Guyane française: synthèse des connaissances. *Études caribéennes*(4).

- Mushak P (1992) New directions in the toxicokinetics of human lead exposure. *Neurotoxicology* **14**(2-3), 29-42.
- Myaruhucha C (2009) Food cravings, aversions and pica among pregnant women in Dar es Salaam, Tanzania. *Tanzania journal of health research* **11**(1).
- Nilsson U, Attewell R, Christoffersson JO, SchuËtz A, Ahlgren L, Skerfving S, Mattsson S (1991) Kinetics of lead in bone and blood after end of occupational exposure. *Pharmacology & toxicology* **68**(6), 477-484.
- Nyanza EC, Joseph M, Premji SS, Thomas DS, Mannion C (2014) Geophagy practices and the content of chemical elements in the soil eaten by pregnant women in artisanal and small scale gold mining communities in Tanzania. *BMC pregnancy and childbirth* **14**(1), 144.
- Odumo O, Mustapha A, Patel J, Angeyo H (2011) Multielemental analysis of Migori (Southwest, Kenya) artisanal gold mine ores and sediments by EDX-ray fluorescence technique: implications of occupational exposure and environmental impact. *Bulletin of environmental contamination and toxicology* **86**(5), 484-489.
- Oliveira RC, Dórea JG, Bernardi JV, Bastos WR, Almeida R, Manzatto ÂG (2010) Fish consumption by traditional subsistence villagers of the Rio Madeira (Amazon): Impact on hair mercury. *Annals of human biology* **37**(5), 629-642.
- Osabohien E, Otuya O (2006) Heavy metals in soils, tubers and leaves of cassava plants grown around some oil-spill and gas flaring zones in Delta State, Nigeria. *Euro. J. Sci. Res* **13**(1), 53-57.
- Pourrut B, Shahid M, Dumat C, Winterton P, Pinelli E (2011) Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. In 'Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 213.' pp. 113-136. (Springer)
- Rhainds M, Levallois P (1997) Effects of maternal cigarette smoking and alcohol consumption on blood lead levels of newborns. *American journal of epidemiology* **145**(3), 250-257.
- Saka S, Bahi A, Aouacheri W L'effet du stress oxydant induit par l'acétate de plomb sur le système enzymatique du glutathion chez les rats. In 'Annales de Toxicologie Analytique', 2011, pp. 139-145
- Saleh MA, Ragab AA, Kamel A, Jones J, El-Sebae AK (1996) Regional distribution of lead in human milk from Egypt. *Chemosphere* **32**(9), 1859-1867.
- Sargent JD (1994) The role of nutrition in the prevention of lead poisoning in children. *Pediatric annals* **23**(11), 636-642.
- SGS (2010) Analyse de métaux précieux et autres analyses. SGS mineral services T3 -SGS 1033.
- Téllez-Rojo MM, Hernández-Avila M, González-Cossío T, Romieu I, Aro A, Palazuelos E, Schwartz J, Hu H (2002) Impact of breastfeeding on the mobilization of lead from bone. *American journal of epidemiology* **155**(5), 420-428.
- Urrestarazu P, Villavicencio G, Opazo M, Arbildua J, Boreiko C, Delbeke K, Rodriguez PH (2014) Migration protocol to estimate metal exposure from mouthing copper and tin alloy objects. *Environmental Health* **13**(1), 66.
- Weidenhamer JD, Kobunski PA, Kuepouo G, Corbin RW, Gottesfeld P (2014) Lead exposure from aluminum cookware in Cameroon. *Science of the Total Environment* **496**, 339-347.
- Yost JL, Weidenhamer JD (2008) Lead contamination of inexpensive plastic jewelry. *Science of the Total Environment* **393**(2), 348-350.

Ziegler EE, Edwards BB, Jensen RL, Mahaffey KR, Fomon SJ (1978) Absorption and retention of lead by infants. *Pediatric research* **12**(1), 29-34.

7. ANNEXES

Annexe 1 : listes des documents transmis à l'Anses

1. Compte rendu des actions menées par le pôle C de la DIECCTE de Guyane en 2010, 2011 et 2012 dans le cadre du plan national de surveillance de la contamination en métaux lourds de certains aliments
2. Rapport préliminaire des investigations des cas de saturnisme à MANA, juin 2011 - CIRE/ARS
3. Evaluation simplifiée de l'exposition au plomb des habitants de « Charvein » à MANA, février 2012 – CIRE
4. Plan d'action contre le saturnisme en Guyane - Préfecture/ ARS/CIRE/DAAF /DIECCTE
5. Rapport provisoire et résultats de la campagne d'analyses du manioc et de ses dérivés - DIECCTE/DAAF/ ARS
6. Analyse des plombémies réalisées en Guyane dans la période du 1er juillet 2011 au 4 mars 2013 - Centre Hospitalier de l'Ouest Guyanais
7. Note de présentation de l'étude d'imprégnation au plomb des enfants de 1 à 6 ans vivants en Guyane – CIRE
8. Rapport du BRGM « Cartographie des teneurs en plomb dans les sédiments de Guyane », février 2013
9. Registre des déclarations obligatoires de saturnisme en Guyane en 2012 et 2013
10. Analyse isotopiques du plomb dans le sang, les aliments et les sols pour l'ARS de Guyane. Février 2012. Dr Poupon
11. Présentation « Résultats de l'enquête transversale des cas de saturnisme du cluster de Charvein (Mana) ». CIRE Antilles Guyane
12. Document provisoire « Campagne d'analyses sur manioc et dérivés : Investigations complémentaires, premiers éléments d'analyse des résultats. ». ARS Guyane. 2014
13. Fichier avec les données de consommation individuelles et les plombémies recueillies auprès des habitants de Charvein
14. Résultats d'analyse des essais de libération du plomb réalisés sur 3 marmites (mars 2012)
15. Fichier avec les plombémies recueillies par le CHOG auprès des femmes suivies dans le cadre d'une grossesse dans l'ouest guyanais et les enfants de leur entourage
16. 3 publications scientifiques
 - Barbosa Jr F, Fillion M, Lemire M, Sousa Passos CJ, Lisboa Rodrigues J, Philibert A, Guimarães J-R, Mergler D (2009) Elevated blood lead levels in a riverside population in the Brazilian Amazon. *Environmental research* **109**(5), 594-599.

- Lammoglia T, Figueredo BR, Sakuma AM, Buzzo ML, Okada IA, Kira CS (2010) Lead and other trace elements in edibles and in topsoil as a pathway for humancontamination in a mining area in Brazil. *Terrae (Campinas. Impresso)* **7**, 1-2.
- ESTUDO DE MERCADO SOBRE A MANDIOCA - (FARINHA E FÉCULA) - ESPM - SEBRAE - Janeiro de 2008

Annexe 2: Résultats des prélèvements environnementaux réalisés à Charvein

Type de prélèvement	Localisation	Lieu précis	Résultats
prélèvements du 31 août 2011			
eau de pluie	Maison 1	Tuff tank	<5 µg L ⁻¹
eau de pluie	Maison 5	Tuff tank	<5 µg L ⁻¹
eau de pluie	Maison 5	Seau intérieur maison	<5 µg L ⁻¹
eau de pluie	Maison 0	Tuff tank	<5 µg L ⁻¹
eau de pluie	Maison 0	Seau intérieur maison	<5 µg L ⁻¹
eau du puits	Puits		<5 µg L ⁻¹
eau de pluie	Maison 3	Tuff tank	<5 µg L ⁻¹
eau de pluie	Maison 3	Seau intérieur maison	<5 µg L ⁻¹
eau du puits	Tuff tank	Proximité du puits	10 µg L ⁻¹
poussière	Maison 0	Chambre des parents	
poussière (3)	Maison 0	Lieux de vie	10,6 µg m ⁻²
poussière	Maison 0	Chambre fille ainée	11,7 µg m ⁻²
poussière	Maison 1	Chambre enfants	8 µg m ⁻²
poussière	Maison 1	Chambre des parents	11 µg m ⁻²
poussière (3)	Maison 1	Lieux de vie	20 µg m ⁻²
poussière	Maison 3	Chambre	10 µg m ⁻²
poussière (3)	Maison 3	Lieux de vie	9,6 µg m ⁻²
poussière	Maison 5	Chambre Grand-mère	27 µg m ⁻²
poussière (3)	Maison 5	Lieux de vie	20 µg m ⁻²
poussière	Local groupe électrogène		8 µg m ⁻²
sol	Autour du puits		2 mg kg ⁻¹ sec
sol	Autour du manguier		20 mg kg ⁻¹ sec
sol	Autour Maison 4		2 mg kg ⁻¹ sec
sol	Autour Maison 3		18 mg kg ⁻¹ sec
sol	Aire de jeux carb	Proximité du puits	8 mg kg ⁻¹ sec
sol	Carcasses de voiture		?? mg kg ⁻¹ sec
sol	Autour Maison 0		1 mg kg ⁻¹ sec
sol	Abattis Grand-mère		<1 mg kg ⁻¹ sec
sol	Abattis Venice		5 mg kg ⁻¹ sec
plante (bita oueri)	Derrière Maison 0	Derrière local douche	annulé
plante (bita petites feuilles)	Dans la cour	Derrière le séchoir	annulé
plante (feuille de cramanioc)	Abattis Grand-mère		annulé
plante (tubercule cramanioc)	Abattis Grand-mère		annulé
plante (feuille d'igname)	Abattis Grand-mère		annulé
plante (tubercule d'igname)	Abattis Grand-mère		annulé
plante (feuille de cramanioc)	Abattis Venice		annulé
plante (tubercule cramanioc)	Abattis Venice		annulé
boite de sardines	Maison 0	Achetée au Surinam	0,008 mg kg ⁻¹

prélèvements du 8 septembre 2011

eau de pluie	Maison 2	Tuff tank extérieur	<5 µg L ⁻¹
eau de pluie	Maison 2	Seau intérieur maison	<5 µg L ⁻¹
eau de pluie	Maison 4	Seau intérieur maison	<5 µg L ⁻¹
poussiere (5)	Maison 2	Maison entière	5,4 µg m ⁻²
poussiere (2)	Maison 4	Maison entière	10,5 µg m ⁻²
pemba			5 mg kg ⁻¹ sec

prélèvements du 12 septembre 2011

plante BITA	Dans la cour	Derrière le séchoir	0,082 mg kg ⁻¹
plante BITA WI	Derrière Maison 0	Derrière local douches	0,092 mg kg ⁻¹
citrouille	Dans la cour	Proximité Maison 5	0,007 mg kg ⁻¹

prélèvements du 7 octobre 2011

eau du puits	Puits		<5 µg L ⁻¹
Riz brise PALOMA	Maison 5	Seau plastique cuisine	<0,025 mg kg ⁻¹
Couac maison	Maison 5	Seau plastique cuisine	0,141 mg kg ⁻¹
Riz brise PALOMA	Maison 1	Seau plastique cuisine	<0,025 mg kg ⁻¹
Kassav	Maison 1	Seau plastique cuisine	<0,025 mg kg ⁻¹
Couac belle-mère	Maison 3	Seau plastique cuisine	0,335 mg kg ⁻¹
Riz brise PALOMA	Maison 3	Seau plastique cuisine	<0,025 mg kg ⁻¹
Wassai	Maison 3	Sac plastique cuisine	0,040 mg kg ⁻¹
Riz brise PALOMA	Maison 0	Seau plastique cuisine	<0,025 mg kg ⁻¹
Riz long PALOMA	Maison 2	Seau plastique cuisine	<0,025 mg kg ⁻¹

prélèvements du 7 novembre 2011

Couac maison	Maison 0	Seau plastique cuisine	annulé
Kassave	Maison 1	Sac plastique cuisine	annulé
Riz Paloma	Maison 0	Seau plastique cuisine	annulé
Riz Paloma	Maison 5	Seau plastique cuisine	annulé
Riz Breuk III	Maison 4	Seau plastique cuisine	annulé

Annexe 3 : Données de consommation recueillies par les enquêteurs auprès des personnes investiguées à Charvein et regroupées par famille

g sem⁻¹	Fam 0	Fam 1	Fam 2	Fam 3	Fam 4	Fam 5
pain	1302,0	496,0	1400,0	966,0	1365,0	1422,8
fruits secs	0,0	2,5	12,5	15,0	140,0	0,0
kassav	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	122,5
dachine	25,0	25,0	75,0	54,0	441,0	0,0
igname	0,0	0,0	0,0	0,0	38,0	0,0
patate douce	0,0	0,0	0,0	31,3	293,8	0,0
banane légume	117,5	32,5	125,0	26,3	2712,5	102,5
fruit a pain	0,0	0,0	0,0	0,0	23,4	0,0
haricots rouges	17,5	30,0	93,8	8,1	212,5	95,0
dombre	0,0	60,0	14,1	90,0	75,0	0,0
lentilles	0,0	15,0	6,3	18,8	0,0	0,0
dictame toloman	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
biscottes	64,0	425,6	252,0	246,4	44,0	90,4
châtaigne pays	807,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
couac	350,0	40,0	50,0	560,0	1443,8	910,0
couscous	0,0	25,0	125,0	0,0	0,0	130,0
mais	0,0	0,0	37,5	0,1	0,0	0,0
manioc amer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
pates	107,5	180,0	250,0	23,8	256,3	130,0
pomme de terre	25,0	40,0	68,8	55,0	122,2	37,5
soja	0,0	0,0	12,5	0,0	0,0	0,0
brisures de riz	2415,0	2205,0	0,0	2730,0	156,3	2047,5
riz long	2415,0	105,0	3150,0	2730,0	2187,5	2047,5
feuille dachine	45,0	180,0	50,0	7,5	4,0	27,0
autre feuille	372,5	140,0	37,5	7,5	19,0	80,0
ananas	0,0	1200,0	206,3	61,9	1837,5	4095,0
mangue	0,0	149,0	203,8	37,3	1828,8	235,3
banane	735,0	40,0	87,5	13,8	143,8	72,5
agrumes	1449,0	121,5	115,0	31,6	230,0	158,0
pulpe de noix de coco	15,0	0,0	75,0	0,0	125,0	90,0
noix de coco en boîte	0,0	50,0	0,0	6,3	0,0	0,0
noix de coco sèche	0,0	0,0	0,0	0,0	297,5	0,0
canne à sucre	26,0	1,0	0,0	9,5	53,8	29,6
pastèque melon	3454,5	177,0	1520,0	42,5	0,0	169,5
papaye	10,0	0,0	0,0	6,3	19,0	82,5
pomme	165,0	98,0	137,5	17,9	183,1	28,5
cerises	0,0	0,0	0,0	7,5	0,0	0,0
abricots	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
goyave	0,0	0,0	175,0	0,0	0,0	0,0
avocat	0,0	0,0	10,5	0,0	0,0	0,0
fruits de palmiers unité	13,5	10,3	85,0	1,9	0,0	5,3
jus de wassai	644,0	50,0	800,0	2625,0	291,3	112,0
jus de comou	36,0	36,5	100,0	0,0	0,0	112,0
jus de patawa	13,5	36,5	25,0	0,0	0,0	112,0
autre jus	0,0	0,0	6,3	0,0	0,0	0,0
giraumon	60,0	30,0	18,8	12,5	38,0	40,0
concombre	0,0	25,0	300,0	0,0	9,5	0,0
salade	8,8	10,5	0,4	19,0	0,0	24,0
gombos	120,0	35,0	25,0	7,5	38,0	15,0
christophine	0,0	0,0	12,5	0,0	0,0	0,0

ail nb de gousses	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
aubergine	11,6	70,0	75,0	6,3	15,5	47,5
betterave	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
carotte	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0
choux	50,0	71,3	0,0	3,8	50,0	47,5
courgette	0,0	8,8	0,0	0,0	0,0	0,0
gingembre	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
haricot km	45,0	115,0	25,0	25,0	31,0	75,0
navet	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
oignon unité	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
cèleri branche	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
poivron	0,0	6,5	0,0	0,0	6,5	0,0
tomate	5,0	20,0	12,5	2,5	152,0	60,0
saucisse	11,3	280,0	45,0	1120,0	50,0	18,8
salami	350,0	60,8	15,6	4,4	78,3	37,6
corned beef	0,0	0,0	0,0	0,0	18,2	0,0
jambon	0,0	20,0	50,0	0,0	0,0	0,0
salaison	45,0	36,0	100,0	16,3	525,0	67,5
poulet dinde	756,0	416,0	640,0	704,0	875,0	448,0
porc	36,0	36,0	80,0	92,0	118,3	112,0
abats	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
bœuf	36,0	40,0	80,0	0,0	125,0	56,0
veau	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
cabri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
gibier	36,0	52,0	0,0	13,0	62,5	14,0
lézard	5,5	0,0	0,0	13,0	0,0	14,0
crabe	0,0	0,0	0,0	7,5	0,0	0,0
poisson sale	45,0	50,0	100,0	27,5	96,9	70,0
poisson rivière	11,3	65,0	0,0	27,5	81,3	18,1
poisson de mer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
crevette	37,5	55,0	137,5	3,8	16,9	80,0
consERVE de poisson	4,0	12,0	37,5	4,5	16,3	14,0
poisson surgelé	0,0	0,0	34,4	0,0	0,0	0,0
yaourt	875,0	50,0	171,9	62,5	312,4	0,0
crème	0,0	0,0	12,5	0,0	0,0	0,0
lait cru	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
autre lait	2061,5	1162,0	2012,5	1190,0	1741,3	0,0
lait maternel	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
fromage	132,0	1,3	17,0	40,8	42,5	28,6
œuf	2,2	4,8	1,0	0,1	7,9	4,0
chocolat	126,0	0,0	105,0	14,0	6,5	0,0
floup	500,0	9,4	125,0	500,0	125,0	500,0
sinobol	0,0	0,0	250,0	0,0	100,0	0,0
autre sucrerie	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
beurre de cacahuète	182,0	0,0	30,0	70,0	117,5	0,0
margarine	35,0	0,0	0,0	0,0	7,0	0,0
beurre	35,0	14,0	70,0	35,0	0,0	70,0
huile tournesol	31,5	84,0	56,0	21,0	28,0	31,5
huile awara	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
huile palme	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
sauce sate	0,0	112,0	0,0	0,0	0,0	0,0
épices	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
pemba	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
chocolat boisson	1008,0	0,0	225,0	14,0	181,3	1144,0
alcool	0,0	0,0	82,5	0,0	0,0	0,0

eau robinet	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
eau embouteillée	0,0	15,0	0,0	0,0	0,0	0,0
eau pluie	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
eau puits	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
boissons fruits	350,0	20,0	200,0	25,0	273,4	0,0
soda	0,0	0,0	75,0	25,0	250,0	0,0
café	73,5	14,0	510,0	37,5	31,3	28,0
thé	1295,0	1162,0	2012,5	770,0	1697,5	1246,0
infusion	0,0	0,0	143,8	0,0	4,4	0,0
soupe	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0