



Le directeur général

Maisons-Alfort, le 15 janvier 2020

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

relatif à « la contamination d'espaces publics extérieurs par le plomb »

L'Anses a été saisie le 28 août 2019 par la Direction générale de la santé et la Direction générale du travail pour la réalisation de l'expertise suivante : Demande relative à la contamination d'espaces publics extérieurs par le plomb.

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA DEMANDE

1.1 Contexte

a) Contexte général

L'incendie de la cathédrale Notre-Dame de Paris le 15 avril 2019 a provoqué une dispersion importante de plomb à partir de l'édifice. Cette pollution est notamment issue de la toiture en plomb de 210 tonnes qui reposait sur la charpente de la cathédrale et des 250 tonnes de plomb constituant notamment la flèche.

À la suite de cet incendie, de nombreuses mesures ont été réalisées sur les surfaces d'espaces extérieurs dans les alentours du secteur de la cathédrale Notre-Dame, ainsi que dans différents établissements recevant du public (écoles, collèges, crèches municipales et associatives), conformément aux prescriptions du ministère de la Santé, par l'intermédiaire de l'Agence régionale de santé (ARS) d'Île-de-France. Parmi ces mesures, des concentrations en plomb très importantes et allant jusqu'à 1 300 000 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (soit 1,3 g.m^{-2}) ont été mesurées sur le parvis de la cathédrale Notre-Dame.

Le plomb est un polluant pour lequel des études épidémiologiques ont établi des associations sans seuil entre les niveaux de plombémie et divers effets sur la santé (cardiovasculaires, rénaux, neurotoxiques, reprotoxiques, retard de croissance, prématurité, etc.) pour certaines catégories de la population. Il est particulièrement néfaste pour la santé des jeunes enfants. En effet, il peut provoquer des troubles neurologiques, même à faible dose et affecter les capacités d'apprentissage. Les jeunes enfants sont, de plus, une population particulièrement sensible aux effets du plomb, du fait du développement en cours de leur système nerveux et osseux. Ils peuvent être particulièrement exposés par les poussières domestiques du fait d'une activité « main-bouche » accrue, et cette exposition, cumulée à celle provenant de l'ingestion *via* l'eau destinée à la consommation humaine (EDCH) et de l'alimentation, associées à leur faible poids les rend plus vulnérables (cf. Glossaire pour la terminologie employée). En outre, leur

métabolisme favorise une absorption digestive beaucoup plus importante du plomb que chez les adultes.

S'il existe des valeurs réglementaires ou d'aide à la gestion pour guider l'action publique en cas de contamination de certains milieux (aliments, eau, air, sols meubles, poussières domestiques), il n'en existe pas pour les surfaces extérieures et les poussières qui y sont déposées (trottoirs, voiries, mobilier urbain, aires de jeux extérieures, etc.). Ce constat n'est d'ailleurs pas spécifique au plomb et concerne pratiquement tous les polluants.

Cet état de fait conduit à s'interroger sur le statut des poussières déposées sur les surfaces extérieures comme facteur de risques : constituent-elles un vecteur d'exposition pertinent à considérer ? Autrement dit, est-on susceptible d'être exposé à des dépôts surfaciques extérieurs, si oui comment et dans quelle proportion par rapport à d'autres sources d'exposition connues par ailleurs (aliments, eau, air, environnement domestique, etc.) ?

b) Données de plombémie nationales

Une enquête nationale de prévalence du saturnisme chez 3831 enfants âgés de six mois à six ans a été menée en France entre 2008 et 2009 (étude Saturn'inf) par l'Institut de Veille Sanitaire (devenu Santé Publique France - SPF - depuis mai 2016). Cette étude avait pour objectifs d'estimer la prévalence du saturnisme infantile chez les enfants de 6 mois à 6 ans en France en 2008-2009, de décrire les niveaux d'imprégnation au plomb des enfants dans chaque région et de mesurer la contribution des facteurs de risque de la plombémie (Etchevers *et al.*, 2013). Le saturnisme infantile est une maladie à déclaration obligatoire. Il était défini par une plombémie¹ supérieure ou égale à 100 µg.L⁻¹ chez un individu de moins de 18 ans, au moment de cette étude. Suivant les recommandations du Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP), les autorités sanitaires ont décidé, en juin 2015, de l'abaisser à 50 µg.L⁻¹. Il s'agit d'un seuil d'intervention (et non pas un seuil de toxicité), déclenchant une enquête environnementale et des mesures de protection. Par ailleurs, le HCSP a proposé un niveau de vigilance, à partir de 25 µg.L⁻¹. Son dépassement indique l'existence probable d'au moins une source d'exposition dans l'environnement. Il nécessite d'informer les familles sur les sources usuelles d'imprégnation et les risques du plomb et d'effectuer un suivi biologique trimestriel de la plombémie tant qu'elle n'a pas baissé.

Le **Tableau 1** présente les résultats de plombémie mesurés dans l'étude Saturn'inf conduite en 2008-2009.

Tableau 1: Niveaux d'imprégnation au plomb en µg.L⁻¹ des enfants âgés de 6 mois à 6 ans en France de l'étude Saturn'inf, en 2008-2009 (Etchevers *et al.*, 2013)

Moyenne géométrique	IC 95% autour de µG*	Moyenne arithmétique	Percentile 10	Percentile 25	Percentile 50
14,9	14,5 - 15,4	17	8,2	10,9	14,6
Percentile 75	Percentile 90	Percentile 95	Percentile 97,5	Percentile 99	Maximum
19,9	27,2	34,2	44	53,9	307,8

* : intervalle de confiance à 95% autour de la moyenne géométrique

¹ La plombémie caractérise l'imprégnation au plomb de l'organisme ; c'est la concentration plomb mesurée dans le sang total (exprimée en µg.L⁻¹).

L'étude transversale Esteban (Étude de Santé sur l'Environnement, la Biosurveillance, l'Activité physique et la Nutrition) coordonnée par SPF a depuis été réalisée. Cette étude vise notamment à mesurer l'exposition de la population à plusieurs substances présentes dans l'environnement. Cette nouvelle enquête complète l'étude précédente sur la population française âgée de plus de 6 ans. Elle a permis de disposer des niveaux d'imprégnation au plomb sur un échantillon représentatif national d'enfants âgés de 6 à 17 ans et pour les adultes âgés de 18 à 74 ans résidant en France continentale, entre avril 2014 et mars 2016. Ces données seront disponibles et publiées par SPF dans le courant du premier trimestre 2020.

Enfin, une troisième étude coordonnée par l'Institut national d'études démographiques (INED) et l'Institut national de la santé et de la recherche médicale (Inserm) avait pour objectif de mieux connaître les facteurs (environnement, entourage familial, conditions de vie, etc.) qui peuvent avoir une influence sur le développement physique et psychologique de l'enfant, sa santé et sa socialisation. Cette étude comprenait notamment le dosage de biomarqueurs d'exposition dans des prélèvements biologiques recueillis, au moment de l'accouchement, chez un sous-échantillon de mères incluses dans la cohorte ELFE. La moyenne géométrique des plombémies mesurées dans le sang du cordon chez 1968 nouveau-nés était de $8,30 \mu\text{g.L}^{-1}$. Le percentile 95 de la distribution des niveaux de plomb dans le sang du cordon était de $24,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Guldner *et al.*, 2015).

1.2 Objet de la saisine

Dans ce contexte, l'Anses a été saisie par la Direction générale de la santé (DGS) et la Direction générale du travail (DGT), afin qu'elle puisse, d'une part, apporter un appui scientifique et méthodologique à la démarche engagée sous l'égide de l'ARS Île-de-France qui visera à documenter le « bruit de fond » existant à Paris (concentrations en plomb dans les poussières déposées à l'extérieur hors influence particulière) et d'autre part, pour conduire des travaux de caractérisation de l'exposition au plomb découlant de la contamination des poussières déposées sur les surfaces d'espaces publics extérieurs associées, dans la mesure du possible, à une mise en perspective avec les autres sources d'exposition au plomb.

Les travaux ainsi engagés visent à apporter une expertise - qui n'est pas limitée à l'environnement de la cathédrale Notre-Dame ni aux suites de l'incendie - afin de savoir si, au vu de l'ensemble des sources d'exposition au plomb, la contamination d'espaces publics extérieurs est une source qui contribue de manière significative à la contamination des personnes. Ces travaux doivent concerner en premier lieu la population générale, en particulier, les individus sensibles tels que les enfants ou les femmes enceintes, mais portent également sur les travailleurs, hors ceux travaillant sur le chantier de consolidation et de reconstruction de la cathédrale, en ciblant prioritairement ceux exerçant leur activité principalement au niveau des espaces publics extérieurs (agents de nettoyage, intervenants sur les réseaux, intervenants en toiture ainsi que les salariés des commerces avec terrasse comme les cafetiers à titre d'illustration) (cf. Annexe 2).

2. ORGANISATION DES TRAVAUX

L'Anses a confié l'instruction de cette saisine à un groupe d'expertise collective d'urgence ad-hoc (GECU Plomb) (cf. Annexe 1). Le comité d'experts spécialisé « Évaluation des risques liés aux milieux aériens » (CES Air) est par ailleurs tenu informé des travaux conduits par le GECU.

Ce GECU a été constitué après nomination d'experts indépendants et aux compétences complémentaires sur la thématique.

Les travaux du groupe se sont appuyés sur une collecte d'informations par l'intermédiaire :

- D'une synthèse et une analyse critique de la littérature scientifique disponible et relative aux questions soulevées (articles scientifiques, rapports institutionnels). Une recherche bibliographique a ainsi été réalisée dans les bases de données Scopus et Pubmed par l'intermédiaire d'algorithmes de recherche élaborés à partir de mots clés. Plus de 730 références ont été recensées. Cent vingt-sept références ont été jugées pertinentes sur la base d'une première lecture du titre et du résumé, réalisée par la coordination scientifique de l'Anses. Cette liste réduite a ensuite été évaluée par les experts également sur la base de la lecture du titre et du résumé pour une sélection finale de 31 références pertinentes à considérer dans le temps imparti au GECU (cf. Annexe 3) ;
- D'un recueil de données de plombémies, de contamination des surfaces extérieures et de l'exposition des travailleurs des lieux de travail collectées suite à l'incendie de la cathédrale Notre-Dame de Paris auprès de laboratoires et de services de médecine au travail de différents organismes qui sont intervenus ; l'objectif était de mieux cerner les conséquences de l'incendie en matière de contamination et d'imprégnation le cas échéant ;
- D'une consultation de laboratoires réalisant des prélèvements surfaciques sur les modalités de tels prélèvements ;
- D'une consultation internationale d'agences ou autorités nationales dans le domaine de la santé et de l'environnement afin d'identifier si des cas de contamination de surfaces extérieures similaires avaient été investigués à l'étranger, et le cas échéant quel type de mesures avait été pris.

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise - prescriptions générales de compétence pour une expertise (NF X 50-110, 2003) ».

L'Anses analyse les liens d'intérêts déclarés par les experts avant leur nomination et tout au long des travaux, afin d'éviter les risques de conflits d'intérêts au regard des points traités dans le cadre de l'expertise.

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet de l'agence (www.anses.fr).

3. ANALYSE

3.1 Pertinence de considérer l'exposition au plomb présent dans les poussières déposées sur les surfaces d'espaces extérieurs

a) Schéma conceptuel générique d'exposition au plomb de la population générale

Afin d'identifier les sources et voies d'exposition au plomb auxquelles la population humaine peut être soumise, il convient de se poser plusieurs questions : quels sont les sources et usages de cet élément et de ses composés ? Quelles sont les activités susceptibles de rejeter du plomb dans les milieux ? Quels sont les compartiments de l'environnement potentiellement contaminés ?

Le plomb peut être présent dans l'air ambiant et à l'origine d'intoxication de la population, notamment à proximité de sites artisanaux ou industriels émettant du plomb dans l'atmosphère (usines de recyclage, métallurgie, combustion du charbon, incinération des déchets, etc.). Ainsi, lors d'une contamination atmosphérique, les particules contaminées par le plomb peuvent se déposer au sol mais aussi sur différentes surfaces des zones urbaines ou agricoles, etc. Ces particules contaminées peuvent aussi pénétrer dans l'habitat soit directement par les fenêtres ou les interstices de l'habitat sous l'action des effets du vent ou de la ventilation mécanique contrôlée, soit être transportées de l'extérieur à l'intérieur par l'habitant.

En environnement intérieur, certains produits de consommation, de construction et de décoration peuvent contenir du plomb et ainsi constituer des sources de contamination. En effet, le plomb est utilisé - ou l'a été - notamment pour la fabrication de certaines peintures, de canalisations d'eau, de divers produits destinés à des activités de loisirs (soldats de plomb, plomb de pêche, tir sportif, etc.), ou à la construction (étanchéité des balcons ou des rebords de fenêtres, peintures anticorrosion des ferronneries, soudures, etc.) mais aussi pour la fabrication artisanale de remèdes, cosmétique et objets décoratifs. Ainsi la poussière intérieure peut être contaminée par le plomb.

Enfin, la population peut également être exposée au plomb par ingestion de denrées alimentaires (alimentation et EDCH).

Ainsi, par son utilisation passée ou actuelle, le plomb peut être présent dans tous les milieux environnementaux : air, eau, sols et poussières, aliments, etc. (site Ministère des solidarités et de la santé : <https://solidarites-sante.gouv.fr/>). En outre, cette substance ne subissant pas de « biodégradation », sa disparition d'un environnement contaminé ne s'effectue que par dilution, dépollution, ou transfert dans un autre environnement.

En France, l'enquête Plomb-Habitat (Lucas *et al.*, 2012a ; Glorennec *et al.*, 2015) s'est intéressée aux sources d'exposition des enfants âgés de 6 mois à 6 ans dans leur environnement domestique (environnement intérieur et à proximité). Ainsi, des mesures environnementales ont été réalisées dans 484 logements et ont concerné les médias susceptibles de contenir du plomb et d'être au contact des enfants : peintures (mesure par fluorescence X non destructive et prélèvement d'écaillés si la charge surfacique était supérieure à un milligramme de plomb par centimètre carré), poussières déposées au sol des aires de jeux à l'intérieur du logement (prélèvement par lingette humide dans cinq pièces au maximum par logement), sol meuble extérieur (prélèvement par carottage) ou poussières des aires de jeux extérieures au logement (prélèvement par lingette humide sur surface dure extérieure), eau du robinet de la cuisine (prélèvement de l'eau après une stagnation de 30 minutes) et enfin certains produits de

consommations (plats et cosmétiques). Cependant, cette liste de sources potentielles ne concerne que le logement et ne comprend donc pas des sources potentiellement non négligeables, telles que l'alimentation.

Concernant plus particulièrement la contamination des surfaces d'aires de jeux extérieures à proximité du logement, celle-ci n'a été documentée que si l'enfant enquêté y séjournait. Ainsi, sur l'échantillon des 484 enfants enquêtés :

- 116 enfants ne fréquentaient pas une aire de jeux extérieure à proximité du logement et donc aucune mesure de contamination extérieure n'a été réalisée ;
- 53 enfants ont fréquenté dans une aire de jeux extérieure caractérisée par un sol dur avec des prélèvements surfaciques réalisés par lingettes humides ;
- 315 enfants ont fréquenté dans une aire de jeux extérieure définie par un sol meuble (terre, sable, etc.) avec des prélèvements de sol.

Il est à noter que pour les mesures pour lesquelles des prélèvements surfaciques extérieurs ont été réalisés, ces derniers n'ont concerné qu'un lieu extérieur fréquenté par l'enfant et à proximité du domicile en accord avec l'objectif de l'enquête visant à investiguer l'environnement domestique de l'enfant. Il est probable qu'au cours de la journée, l'enfant fréquente d'autres lieux extérieurs éventuellement contaminés comme les cours d'école, des parcs urbains, etc. Ainsi, les données de contamination de surfaces extérieures collectées dans cette étude ne sont pas représentatives de l'ensemble des lieux et surfaces extérieurs fréquentés par les enfants. Le **Tableau 2** présente les résultats de contamination des différentes sources d'exposition issus de l'étude Plomb-Habitat, à la fois pour le plomb total et le plomb acido-soluble² (Lucas *et al.*, 2012a).

² L'analyse du plomb acido-soluble est une méthode qui consiste à simuler la solubilisation du plomb dans l'estomac. Elle est une approximation de la bioaccessibilité du plomb dans le liquide gastrique avant son absorption dans le tractus digestif ; en conséquence, c'est un meilleur indicateur que le plomb total de la fraction biodisponible (absorbée).

Tableau 2 : Résultats des concentrations en plomb dans l'eau du robinet, la poussière intérieure et le sol mesurées dans le cadre de Plomb-Habitat (Glennec *et al.*, 2015)

	Eau du robinet ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	Poussière intérieure ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)		Poussière sur sol dur des aires de jeux extérieures ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)		Sol meuble des aires de jeux extérieures ($\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$)	
		Plomb acido-soluble	Plomb total	Plomb acido-soluble	Plomb total	Plomb acido-soluble	Plomb total
N	472	471	471	53	53	315	315
P5	< 1	1	< 2	8	9	5	50
P25	< 1	3	4	12	17	10	17
P50	< 1	7	9	21	32	17	27
P75	1,1	14	17	97	99	42	60
P95	5,4	41	63	352	393	243	254
μA	1,8	14	19	79	96	58	74
μG	< 1	7	9	37	44	22	34

μA : moyenne arithmétique ; μG : moyenne géométrique ; N : nombre d'échantillons analysés ; PX : valeur correspondant au X^{ème} percentile

Concernant la contamination des aliments et de l'eau embouteillée, l'Anses a conduit différentes Études de l'Alimentation Totale (EAT). Ces dernières consistent à prélever les aliments régulièrement consommés par la population, les préparer tels qu'ils sont consommés puis les analyser afin de rechercher un certain nombre de substances toxiques et nutriments. Ainsi en 2011, l'Anses a publié l'étude EAT2 réalisée sur 20 000 produits alimentaires représentant 212 types d'aliments, pour lesquels 445 substances d'intérêt ont été recherchées (Anses, 2011). En 2016, l'Anses a publié l'EAT infantile (EATi) afin d'évaluer l'exposition alimentaire des enfants de moins de trois ans du fait d'une spécificité et d'une perpétuelle évolution de marché de l'alimentation infantile (Anses, 2016).

Les résultats présentés rapportent que :

- Dans EAT2, les plus fortes teneurs moyennes en plomb ont été mesurées dans les crustacés et mollusques ($113 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) et dans le chocolat ($23 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) ; les autres groupes d'aliments présentent tous des concentrations en plomb inférieures ou égales à $20 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Anses, 2011) ;
- Dans EATi, les concentrations moyennes en plomb les plus élevées ont été mesurées dans des biscuits sucrés ou salés ($9,59 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) et les viennoiseries ($8,23 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$). Les plus fortes concentrations en plomb ont été mesurées dans la poudre cacaoïté et les céréales infantiles, avant dilution (respectivement $35 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ et $27 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ de produit sec) ainsi que dans certains légumes et fruits (concentrations entre 11 et $16 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ pour quatre échantillons) (Anses, 2016).

Les données présentées dans les paragraphes précédents correspondent aux résultats de contamination des différents médias par le plomb mais ne reflètent pas l'exposition alimentaire de la population qui tient compte également des habitudes de la population. À titre d'exemple

pour l'alimentation, si les plus fortes teneurs moyennes en plomb ont été mesurées dans les crustacés et mollusques ($113 \mu\text{g.kg}^{-1}$), leur consommation reste limitée au sein de la population. En effet, chez les adultes, les aliments contribuant majoritairement à l'exposition au plomb sont les boissons alcoolisées (14 %), les pains et produits de panification (13 %) et l'eau (11 %). Chez les enfants, le lait est le contributeur majoritaire (11 %) avec l'eau (11 %) et les boissons rafraîchissantes sans alcool (10 %) (Anses, 2011). L'exposition agrégée de la population générale selon les différentes sources est discutée par la suite et notamment dans la **Figure 2**.

Un schéma conceptuel générique d'exposition, présentant de manière synthétique les sources et voies d'exposition possibles, est présenté en **Figure 1**.

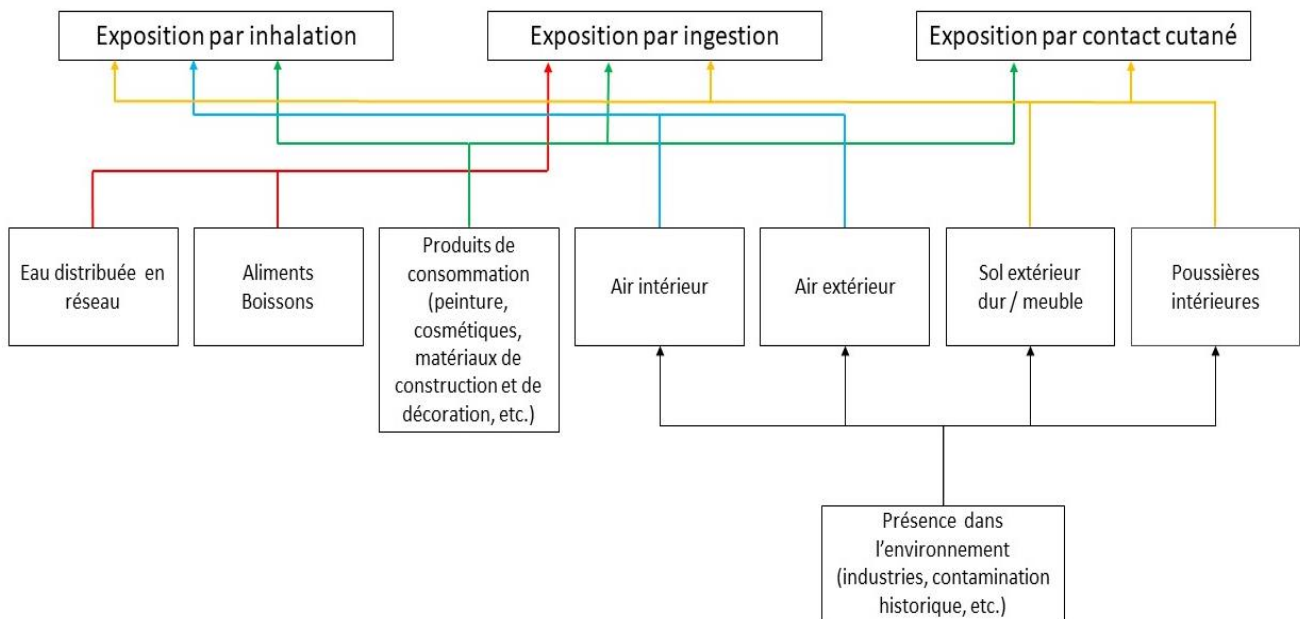


Figure 1 : Schéma conceptuel générique d'exposition au plomb pour la population générale et sources de données (constat en France en 2019)

Il est à noter que l'exposition résultant d'un passage cutané (sur peau intacte) après contact avec la poussière déposée et contaminée au plomb semble être très minoritaire. En effet, l'absorption cutanée des composés inorganiques de plomb est généralement considérée comme étant très inférieure à l'absorption par inhalation ou par voie orale. Des études provenant de l'industrie cosmétique indiquent qu'après application d'acétate de plomb radio-marqué, l'absorption totale était inférieure à 0,3 % (Anses, 2019 d'après ATSDR, 2007 ; Nordberg *et al.*, 2014).

b) Pertinence et éventuelle contribution de l'exposition via les surfaces d'espaces publics extérieurs en comparaison aux autres sources***i. L'exposition à des poussières contaminées par du plomb et déposées sur les surfaces extérieures impacte-t-elle les plombémies ?***

Alors que des données de contamination des sols meubles par le plomb sont assez largement documentées dans la littérature³, les informations restent à l'heure actuelle très parcellaires sur la contamination des sols durs et des surfaces extérieures par des poussières contenant du plomb. Par conséquent, s'il existe des travaux permettant d'estimer la contribution de l'ingestion de sols meubles contaminés par du plomb à l'exposition totale d'une population, exprimée en dose d'exposition ou en niveaux d'imprégnation, aucune étude ne permet d'apprécier l'apport lié à une exposition liée aux poussières déposées sur des surfaces extérieures dures en comparaison aux autres sources d'exposition au plomb.

Il est à noter que cette source peut s'avérer plus contaminée que le sol meuble. À titre d'illustration, Peng *et al.* (2019) ont indiqué notamment que les niveaux mesurés dans la poussière des aires de jeux extérieures étaient plus élevés que ceux mesurés dans le sol (les deux étant exprimés en $\text{mg}_{\text{plomb}}.\text{kg}_{\text{sol/poussières}}^{-1}$).

En France, l'étude Plomb-Habitat a conclu que la poussière contaminée par le plomb et déposée sur les aires de jeux extérieures contribue à la plombémie des enfants. Etchevers *et al.* (2015) montrent, par exemple, que lorsque la concentration de plomb dans les poussières de l'aire de jeux extérieure à proximité du logement augmente de 0 à $187 \mu\text{g}.\text{m}^{-2}$, la moyenne géométrique de la plombémie augmente de 33 % (8-58 %)IC95%.

Ainsi, par extension des connaissances relatives aux sols meubles et du fait des résultats décrits par Etchevers *et al.* (2015), il apparaît tout à fait pertinent de considérer ce média « poussières extérieures » comme source d'exposition au plomb ayant une influence sur les plombémies.

ii. Les poussières contaminées par du plomb et déposées sur les surfaces extérieures représentent-elles une source d'exposition importante comparativement à d'autres sources ?

Comme indiqué précédemment, aucune publication n'a été recensée dans la littérature concernant la contribution de l'ingestion de poussières extérieures contaminées par rapport aux autres sources d'exposition au plomb. Ainsi, la littérature ne permet pas en l'état actuel de mettre en perspective la contribution spécifique de cette source dans l'exposition totale au plomb de la population générale. Deux études, dont l'une française, ont investigué la contribution de l'ingestion de sol meuble par rapport à d'autres sources d'exposition au plomb.

L'étude française a évalué l'exposition agrégée des enfants âgés de 3 à 6 ans à différents métaux dont le plomb et a identifié les principaux contributeurs parmi les sources investiguées (Glorennec *et al.*, 2016). Les auteurs ont ainsi considéré dans leur évaluation les médias d'exposition suivants :

³ En France, un rapport de l'Ineris de 2018 recense par exemple de nombreuses bases de données de contamination des milieux environnementaux dont plusieurs concernent les sols meubles, en zone agricole ou en zone urbaine : BDETM de l'INRA, BdSolU du BRGM.

- Air intérieur ;
- Air extérieur ;
- Alimentation ;
- Eau du robinet ;
- Poussière intérieure ;
- Sol extérieur meuble.

Seules les voies d'exposition par inhalation et ingestion ont été considérées, la voie cutanée étant considérée comme négligeable pour les métalloïdes et les métaux (cf. paragraphe 3.1.a). Les données de contamination proviennent :

- De l'enquête Plomb-Habitat (Lucas *et al.*, 2012a) pour l'eau du robinet, la poussière intérieure et le sol meuble extérieur ;
- De l'EAT2 (Anses, 2011) et EATi (Anses, 2016) pour l'alimentation ;
- Des Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) pour les données de qualité de l'air extérieur, transposées également à l'air intérieur.

Les expositions obtenues sont présentées dans la **Figure 2**.

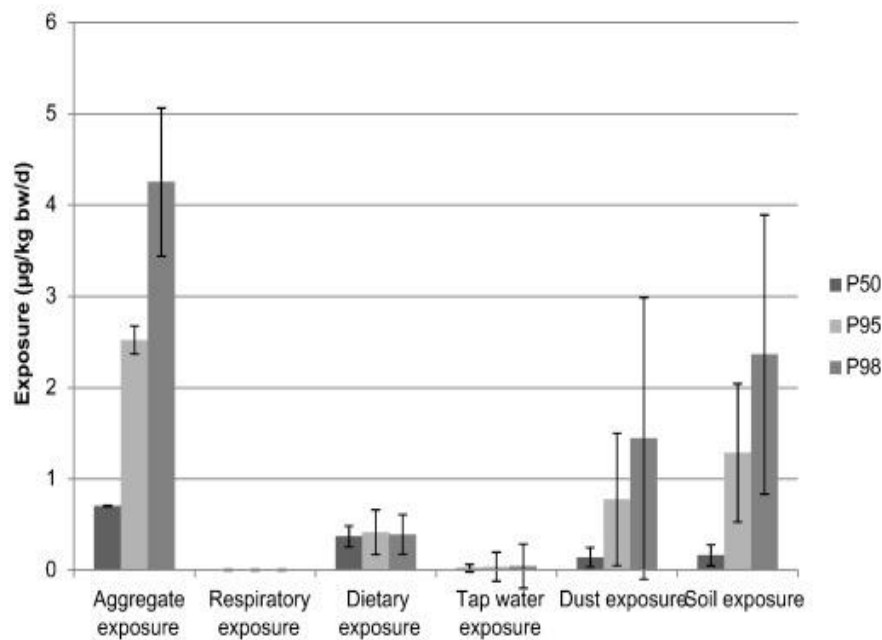


Figure 2 : Dose d'exposition au plomb par inhalation et ingestion des enfants âgés de 3 à 6 ans en $\mu\text{g} \cdot \text{kg}_{\text{poids corporel}}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ (d'après Glorennec *et al.*, 2016)

Alors qu'à la médiane des expositions totales, l'alimentation (*Dietary exposure*) est le plus fort contributeur à l'exposition totale au plomb, ce n'est plus le cas pour les percentiles les plus élevés, puisqu'aux percentiles 95 et 98, le sol extérieur meuble (*Soil exposure*) devient la source majoritaire, suivi de la poussière intérieure (*Dust exposure*).

Une étude menée aux États-Unis a pareillement évalué la contribution de différentes sources d'exposition sur la plombémie par agrégation de données nationales dans un modèle (Zartarian *et al.*, 2017). Les auteurs indiquent que pour les percentiles les plus élevés de la distribution des plombémies, l'ingestion de sol et de poussière intérieure, étudiés conjointement, est la source

d'exposition majoritaire pour les enfants âgés de moins de 2 ans comme présenté dans la **Figure 3**.

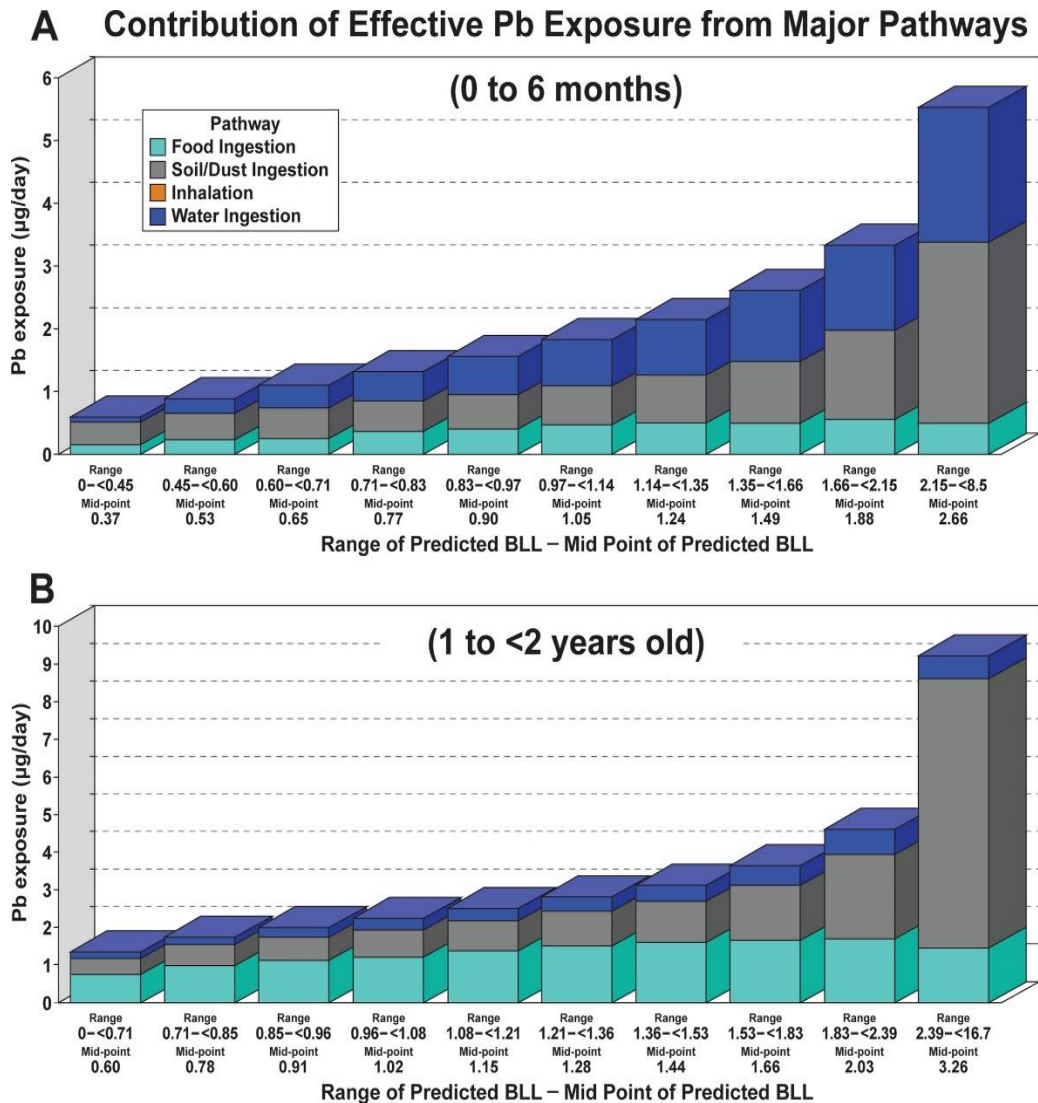


Figure 3 : Contribution des sources d'exposition à la plombémie (d'après Zartarian *et al.*, 2017)

Aucune étude ne s'est intéressée spécifiquement aux poussières contaminées par du plomb et déposées sur les surfaces extérieures dures. Par contre, tant aux États-Unis qu'en France, les sols extérieurs et poussières intérieures apparaissent comme les principaux contributeurs pour les enfants les plus exposés.

iii. Un transfert de la contamination au plomb via les surfaces d'espaces publics extérieurs vers les autres médias d'exposition est-il possible ?

Une étude française a estimé les contributions de potentielles sources de plomb aux concentrations en plomb mesurées dans les logements français (Lucas *et al.*, 2014). Parmi les sources potentielles investiguées, les auteurs ont inclus la présence du plomb dans la poussière déposée sur les aires de jeux extérieures à proximité des logements des enfants. Ils n'ont pas pu conclure quant à la contamination des poussières intérieures des logements par le transfert de

poussières extérieures, du fait notamment du faible échantillon de mesures disponibles pour les aires de jeux extérieures (données issues de Plomb-Habitat, Lucas *et al.*, 2012a). En revanche, ils mettent en avant le fait qu'une importante part de la poussière mesurée dans les parties communes des bâtiments résidentiels provient de sol et de poussières extérieurs. De plus, la poussière déposée dans les parties communes est le plus grand contributeur à la contamination par le plomb des poussières mesurées au sein des appartements. Ainsi, de proche en proche, l'hypothèse selon laquelle les poussières extérieures sont susceptibles de contribuer à la contamination des poussières intérieures apparaît plausible.

Par ailleurs, plusieurs études dont celles de Laidlaw *et al.* (2014) et Layton et Beamer (2009) ont mis en évidence que le plomb présent dans le sol meuble extérieur peut être transféré dans la poussière des logements. Ainsi, en faisant l'hypothèse d'une analogie entre le comportement physico-chimique des particules de sol meuble et de poussières déposées sur les surfaces extérieures, ces résultats confirment la plausibilité d'un transfert des particules issues de l'extérieur vers l'intérieur des bâtiments. Ces éléments sont néanmoins à distinguer selon les situations et varieront entre, par exemple, une résidence à proximité d'un parc et d'une aire de jeux et un appartement situé en hauteur d'un immeuble dans une zone très urbanisée. En effet, si ces relations entre les contaminations des différents environnements sont décrites et statistiquement significatives, l'intensité de cette relation et ses déterminants ne sont pas décrits, rendant difficile une extrapolation entre les études/situations.

c) Voies d'exposition pertinentes à considérer selon la population dans le cadre d'une contamination des surfaces extérieures

L'exposition humaine au plomb *via* la poussière sédimentée peut théoriquement résulter de l'ingestion, notamment par contact main-bouche, de l'inhalation d'une fraction de particules déposées au sol et remises en suspension, et enfin de la pénétration cutanée par contact avec de la poussière déposée sur des surfaces (Morawska et Salthammer, 2003).

Concernant plus spécifiquement l'exposition de la population dans le cadre d'une contamination par le plomb des poussières déposées sur les surfaces extérieures, les différentes voies d'exposition sont discutées ci-dessous.

L'exposition par ingestion de poussières est rapportée dans la littérature comme la voie d'exposition prépondérante, quelle que soit la population et en particulier pour les jeunes enfants. En effet, leurs mains sont davantage en contact avec la poussière déposée sur les surfaces extérieures et ils présentent une plus grande fréquence de contacts main bouche. Ces phénomènes concernent également les adultes, mais dans des proportions moindres.

L'exposition par inhalation en lien avec la contamination des surfaces extérieures résulterait d'une remise en suspension du plomb déposé. Du fait de la très faible volatilité du plomb et de ses oxydes à température ambiante, la remise en suspension serait liée à des phénomènes mécaniques. Ainsi des particules contaminées déposées sur les surfaces pourraient être remises en suspension sous l'action du vent, du frottement des chaussures, des frottements et des écoulements d'air générés par les transports mais aussi des actions de nettoyage des surfaces. D'autres phénomènes mécaniques liés à la formation de microgouttelettes pourraient également contribuer à la remise en suspension plus spécifiquement par temps humide.

Cette exposition pourrait devenir de premier ordre pour certaines populations notamment adultes dont l'activité professionnelle ou récréative est susceptible d'entraîner fortement la remise en suspension de particules très fines contaminées en plomb (ex : balayeur, manipulateur de souffleur), pour lesquelles de strictes conditions d'hygiène (lavage fréquent des mains, port de

gants, etc.) diminueraient fortement l'exposition par ingestion et pour lesquelles le volume journalier inhalé serait sensiblement augmenté (pratique sportive intensive).

Comme vu précédemment (cf. paragraphe 3.1.a), l'exposition résultant d'un passage cutané (sur peau intacte) après contact avec la poussière déposée et contaminée au plomb semble être très minoritaire et peu pertinente à considérer et ce, quelle que soit la population ciblée.

d) Populations « à risque » en lien avec une contamination des surfaces extérieures

Les populations les plus à risque d'effets sur la santé résultant de la contamination d'espaces publics extérieures par le plomb sont théoriquement :

- Celles qui sont (ou ont été) le plus fortement exposées, du fait de leur comportement, de l'intensité de leur contamination et/ou de sa durée ;
- Celles chez lesquelles la toxicocinétique du plomb implique, à exposition externe égale, une absorption ou une distribution au niveau des organes cibles plus importantes ou encore une élimination plus lente ;
- Celles qui à dose égale au niveau des organes cibles sont plus sensibles aux effets du plomb.

👉 Les enfants de moins de 7 ans

Les jeunes enfants sont une population, *a priori*, particulièrement sensible aux effets sur la santé du plomb contaminant les sols des espaces publics, s'ils peuvent y avoir un accès manuel. Plusieurs études ont en effet établi qu'en cas de contamination des sols et/ou des surfaces accessibles des espaces fréquentés par les jeunes enfants, leur contamination résultait très majoritairement de l'ingestion de poussières (voir paragraphe 3.1 b). Chez les jeunes enfants, en particulier chez ceux âgés de moins de 4 ans, le portage à la bouche des mains, des jouets et d'objets divers est une activité habituelle et importante. Parmi eux, ceux qui sont capables de se déplacer seuls (un à quatre ans) sont les plus à risque. Comme indiqué plus haut, la quantité de poussière de sol ingérée, ajustée sur le poids, la taille ou la surface corporelle des individus est bien plus importante chez les jeunes enfants que chez les individus plus âgés.

Par ailleurs, les jeunes enfants ont une absorption digestive du plomb plus importante que celle des individus plus âgés (40-55 % vs 5-10 %) et certains des effets toxiques les plus sévères du plomb (en particulier, les effets cognitifs et le ralentissement des développements psychomoteur et sexuel) surviennent à des seuils de dose plus faibles ou sont sans seuil chez le jeune enfant (HCSP, 2017).

Les modalités du dépistage, du diagnostic et du traitement éventuels, ainsi que celles du suivi des enfants de moins de 7 ans potentiellement exposés au plomb sont définies dans le guide pratique de dépistage et de prise en charge des expositions au plomb chez l'enfant mineur et la femme enceinte du HCSP (HCSP, 2017).

👉 Les femmes enceintes

Les femmes enceintes sont une population sensible aux effets du plomb sur la santé, parce que :

- Cet élément passe librement la barrière placentaire et qu'en conséquence la plombémie de la mère et celle de l'enfant à la naissance sont très voisines, alors que les effets neurotoxiques du plomb sont sans seuil chez le jeune enfant ;

- Par ailleurs, l'exposition au plomb pendant la grossesse est un facteur de risque d'avortement, de prématurité et de complications obstétricales, en particulier d'hypertension artérielle gravidique (HCSP, 2017).

En revanche, les femmes enceintes n'ont un risque augmenté d'absorption du plomb déposé sur les sols et les surfaces accessibles des espaces publics que si elles ont des troubles du comportement ou des habitudes impliquant une augmentation du risque d'ingestion de terre ou de poussière. Il peut s'agir d'activités entraînant un risque de contamination des mains par la poussière des sols ou des surfaces (par exemple, ménage, jardinage, jeux avec un jeune enfant sur un sol contaminé, etc.), associée à un manuportage à la bouche important (par exemple du fait d'une onychophagie, ou d'une géophagie⁴, ou encore d'une hygiène insuffisante responsable de la consommation d'aliments, de confiseries, de boissons ou de tabac, sans lavage préalable des mains) (HCSP, 2017).

Les modalités du dépistage, du diagnostic et du traitement éventuels, ainsi que celles du suivi des femmes enceintes potentiellement exposées au plomb sont définies dans le guide pratique de dépistage et de prise en charge des expositions au plomb chez l'enfant mineur et la femme enceinte du HCSP (HCSP, 2017).

☞ **Certains travailleurs**

Les travailleurs opérant sur un site dont les surfaces sont contaminées par le plomb n'ont un risque augmenté d'exposition que :

- Si les tâches qu'ils exécutent sont susceptibles de produire ou de remettre en suspension des poussières de plomb ;
- Si les surfaces qui sont accessibles à leurs mains sont contaminées par le plomb ; de ce point de vue, ils ne se distinguent en rien des autres individus séjournant sur le site, parce qu'ils y résident ou parce qu'ils y ont des activités extra-professionnelles quelles qu'elles soient.

À tous ces travailleurs, les dispositions prévues par le Code du travail pour les travailleurs potentiellement exposés au plomb s'appliquent. L'article R4412-160 du Code du travail indique qu'une surveillance médicale renforcée de ces travailleurs est nécessaire si la concentration dans l'air est supérieure à $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, en moyenne pondérée sur huit heures ou si la plombémie est supérieure à $200 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ chez les hommes ou à $100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, chez les femmes⁵.

☞ **Autres personnes à risque élevé de contamination par le plomb déposé sur les sols et sur les surfaces accessibles**

Toutes les personnes séjournant habituellement sur un site dont les sols sont contaminés par le plomb (parce qu'elles y résident, ou parce qu'elles y ont des activités de loisir, par exemple) ont un risque augmenté de contamination par le plomb si :

⁴ À titre d'illustration, selon l'US EPA, l'ingestion de terre et de poussière par une personne géophage est évaluée à $50\,000 \text{ mg}\cdot\text{j}^{-1}$, alors qu'elle est en moyenne de $30 \text{ mg}\cdot\text{j}^{-1}$ et au maximum de $100 \text{ mg}\cdot\text{j}^{-1}$, chez les adultes sans trouble du comportement (cf. paragraphe 3.3).

⁵ Dans un rapport publié en juillet 2019, l'Anses estime ces valeurs de référence anciennes et non conformes aux niveaux de plombémies mesurés en 2006-2007 et propose d'utiliser les valeurs de $85 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ chez les hommes, $60 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ chez les femmes et $45 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ chez les femmes susceptibles de procréer.

- Les activités sur le site des personnes concernées sont susceptibles de produire ou de remettre en suspension des poussières de plomb (c'est le cas, par exemple de certaines activités sportives ou de jardinage) ;
- Les surfaces qui sont accessibles à leurs mains sont contaminées par le plomb ; de ce point de vue, ils ne sont à risque que si leur comportement (onychophagie) ou une hygiène individuelle insuffisante peut conduire au portage à la bouche des mains, d'aliments, de boissons ou d'objets contaminés.

Collecte de données spécifiques à la situation suite à l'incendie du 15 avril 2019 de Notre-Dame de Paris

En complément, et dans le contexte postérieur à l'incendie de la cathédrale Notre-Dame de Paris, les experts ont souhaité également investiguer les données de contamination des milieux et leur éventuel impact sur la plombémie des populations.

Population générale

Mesures environnementales :

Des prélèvements surfaciques extérieurs ont été réalisés par le Laboratoire central de la préfecture de police (LCPP) et la Caisse Régionale d'Assurance Maladie d'Île-de-France (Cramif). Le plomb acido-soluble a été mesuré sur différents types de surfaces (pierre, ciment, etc.) et différents lieux (trottoirs, rebords de fenêtres, etc.). Le LCPP a ainsi réalisé 155 prélèvements entre le 30 avril et le 12 septembre 2019 et la Cramif 365 prélèvements entre le 13 juin et le 2 octobre 2019, relevant des concentrations dans des fourchettes de respectivement 60 à 260 000 $\mu\text{g.m}^{-2}$ et 40 à 179 000 $\mu\text{g.m}^{-2}$.

Concernant le compartiment atmosphérique, des mesures ont été réalisées par le LCPP dans l'air ambiant près de la cathédrale. Des prélèvements de plomb total ont été réalisés en ambiance (prélèvement en un point fixe) du 24 avril au 3 novembre 2019. Les niveaux varient de moins de 0,003 $\mu\text{g.m}^{-3}$ à 0,38 $\mu\text{g.m}^{-3}$ avec une moyenne de 0,03 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Toutes les mesures réalisées sont inférieures à la valeur guide de l'OMS établie à 0,5 $\mu\text{g.m}^{-3}$ en moyenne annuelle (cette valeur est également la valeur limite annuelle réglementaire française pour le plomb figurant dans le décret 2010-1250 du 21/10/2010⁶).

Mesures de plombémies :

Pour les riverains, l'ARS a mis en place, en mobilisant SpF et le Centre antipoison et de toxicovigilance (CAPTV), un dispositif renforcé de surveillance des plombémies sur les 1^{er}, 4^{ème}, 5^{ème}, 6^{ème} et 7^{ème} arrondissements de Paris. Au 31 octobre 2019, 1 072 examens de dépistage avaient été réalisés (très majoritairement des enfants de 0 à six ans) parmi lesquels 12 enfants avaient une plombémie supérieure au seuil de déclaration obligatoire de 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de sang. À ce stade, les enquêtes environnementales conduites autour de ces cas ne conduisent pas à exclure une contribution de l'exposition liée à l'incendie, mais révèlent cependant toutes, des expositions à d'autres sources indépendantes de l'incendie (Dossier de presse « Incendie de Notre-Dame de Paris : bilan à 6 mois », de l'ARS Île-de-France).

Travailleurs

Les travailleurs qui exécutent des tâches susceptibles de produire ou de remettre en suspension des poussières de plomb déposées sur le sol ou les surfaces des sites contaminés sont, dans le cas des contaminations des espaces publics résultant de l'incendie de Notre-Dame de Paris, tous ceux opérant sur le chantier de la cathédrale, mais aussi ceux qui interviendraient sur la voirie ou les immeubles (toitures, façades, huisseries, etc.) de la zone potentiellement contaminée pour y effectuer des travaux de réparation, rénovation ou nettoyage ou encore ceux chargés de l'entretien des espaces verts.

Mesures d'exposition individuelle :

La Mairie de Paris a fait réaliser des prélèvements individuels pour contrôler l'exposition de travailleurs au plomb dans l'atmosphère au poste de travail. Ces prélèvements ont été réalisés à hauteur des voies respiratoires auprès d'agents œuvrant dans le périmètre défini par l'ARS Île-de-France c'est-à-dire où les prélèvements surfaciques ont montré des taux élevés de plomb dans les poussières déposées sur les sols extérieurs. Vingt-huit mesures ont ainsi été réalisées sur différents postes (conducteurs d'engins de nettoyage, ramasseurs de feuilles, balayeurs, jardiniers, etc.). L'ensemble des concentrations brutes mesurées sont inférieures aux limites de quantification de la méthode de prélèvement employée, ces dernières variant de 0,5 à 10 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Ces limites peuvent apparaître particulièrement élevées : cela est lié au fait que la finalité de ces mesures était une comparaison à la valeur limite d'exposition professionnelle (VLEP) qui est de 100 $\mu\text{g.m}^{-3}$. Si ces résultats montrent que les expositions professionnelles mesurées sont bien inférieures à la VLEP en vigueur, ils ne permettent pas d'exclure la possibilité d'une remise en suspension de poussières contaminées au plomb, même si les données de concentration disponibles tendent à montrer que ce phénomène n'est pas massif.

Mesures de plombémie :

Concernant l'exposition des travailleurs (hors chantier) sous la possible influence d'une contamination au plomb suite à l'incendie, l'Anses a sollicité divers organismes afin de collecter les mesures de contamination et de plombémie réalisées. Il a ainsi pu être recueilli, de manière anonymisée :

- Des mesures de plombémie réalisées sur le personnel hospitalier fournies par l'hôpital de l'Hôtel Dieu ;
- Des mesures de plombémie réalisées à la demande d'agents travaillant sur le site de l'Île de la Cité fournies par la Préfecture de Police de Paris ;
- Des mesures de plombémie réalisées sur le personnel de la Mairie de Paris concernés par le périmètre défini par l'ARS, fournies par la Mairie de Paris ;
- Des mesures de plombémie réalisées à la demande d'agents SNCF travaillant ou ayant travaillé en gare de Saint-Michel Notre-Dame, fournies par la SNCF.

La RATP a également été sollicitée mais aucune donnée n'a été transmise. Enfin, la Direction régionale des entreprises, de la concurrence, de la consommation, du travail et de l'emploi d'Île-de-France (Direccte IdF) a été interrogée plus largement sur cette problématique mais n'a pas répondu.

Parmi l'ensemble des données collectées (n = 1 143), 5,5 % dépassent 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$, cette valeur correspond à la valeur la plus récente du percentile 95 de plombémie pour la population adulte française (SpF, communication ad-hoc). Pour ces dépassements, des enquêtes environnementales en vue d'identifier les potentielles sources d'exposition au plomb, et notamment les poussières déposées sur les surfaces extérieures, ont été initiées par les organismes et sont en cours.

⁶ Valeur limite définie comme étant une « valeur à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser, et fixé sur la base des connaissances scientifiques afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou sur l'environnement dans son ensemble »

3.2 Interprétation de la contamination surfacique extérieure

a) Par comparaison à des données de bruit de fond

i. Principe

Comme décrit précédemment, la contamination par le plomb de poussières déposées sur les surfaces extérieures peut constituer une voie d'exposition, notamment pour les enfants identifiés comme une population particulièrement sensible aux effets du plomb et qui peuvent fréquenter régulièrement et durablement certains lieux extérieurs comme les aires de jeux ou les cours d'école. Un individu qui serait en contact prolongé avec des poussières plus contaminées qu'ailleurs aurait ainsi un risque accru de plombémie élevée. Une option de gestion envisageable consisterait alors à repérer les personnes à risque du fait de cette surexposition, ce qui suppose donc de repérer les endroits les plus contaminés dans lesquels il est raisonnable de considérer que la population ou certaines catégories de la population seront en contact avec les poussières déposées sur les surfaces extérieures. Cette démarche a par exemple été mise en œuvre par l'ARS Île-de-France afin d'orienter des actions visant à prévenir les risques pour la santé, dans les environs des lieux les plus contaminés.

Par conséquent, pour savoir si un endroit est plus contaminé qu'ailleurs (i.e. par rapport au « bruit de fond »), il faut comparer sa concentration en plomb avec des mesures réalisées dans les mêmes conditions (en particulier de prélèvement et de minéralisation, e.g. plomb total ou acido-soluble) à l'échelle géographique pertinente (nationale si on veut identifier les personnes les plus à risque au niveau national, ou régionale au niveau régional, etc.). Certaines définitions distinguent le bruit de fond « naturel » (hors influence humaine) du bruit de fond d'origine anthropique lié aux activités humaines (en dehors de la source étudiée) (Ronga Pezeret *et al.* 2010).

Outre l'identification des personnes à risque du fait de cette surexposition, cette comparaison permet également de déployer une stratégie d'actions pour revenir à l'état initial de l'environnement, limiter l'accès aux populations sur certaines zones, etc.

Si l'on souhaite identifier les personnes les plus exposées à un niveau territorial plus fin, et si on pense que sur ce territoire les concentrations sont différentes, alors il faut disposer d'un référentiel spécifique à ce territoire.

Pour ce qui est des aires de jeux extérieures des enfants en France, il existe des résultats de mesures représentatifs au niveau national de la contamination par le plomb des aires de jeux fréquentées par les enfants âgés de 6 mois à 6 ans à proximité de leur logement en 2008-2009 (Lucas *et al.* 2012a). Ces résultats sont présentés dans le

Tableau 3, à la fois pour le plomb total et le plomb acido-soluble, pour des sols meubles (concentrations massiques) et pour des surfaces dures extérieures (concentrations surfaciques, prélèvement par lingettes). Ces dernières sont moins nombreuses (n=53, représentant environ 325 000 logements), entraînant un intervalle de confiance plus large autour de l'estimation du percentile 95, ici 352 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$.

Tableau 3 : Concentrations en plomb total et acido-soluble des surfaces extérieures dure/meuble des aires de jeux des enfants en 2008-2009 (issu de Lucas *et al.*, 2012b)

	Sol meuble (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$)		Sol dur extérieur (en $\mu\text{g.m}^{-2}$)	
	Estimation	IC 95 %*	Estimation	IC 95 %*
Plomb total				
N	315		53	
Percentile 5	9,8	4,2 – 11,8	8,7	7,2 – 11
Percentile 25	17,3	15 – 18,9	17	11 – 23,6
Percentile 50	27,2	21,6 – 39,4	32,2	19 – 91
Percentile 75	60,2	42,7 – 93,2	99	39 – 373,1
Percentile 95	253,8	117,4 – 2174,5	393,2	187,1 – 3225
Moyenne arithmétique	73,6	38 – 109,3	96	48,2 – 143,7
Moyenne géométrique	33,9	27 – 42,6	44,4	28,3 – 69,7
Plomb acido-soluble				
N	351		53	
Percentile 5	4,8	1,7 – 6,7	7,6	5,5 – 9
Percentile 25	10	8,1 – 12,3	12	9 – 21
Percentile 50	16,7	14,5 – 26	21	17,7 – 86,8
Percentile 75	42,3	29,5 – 65,6	94,1	29,2 – 369,7
Percentile 95	243,2	98,4 – 2029,4	352,4	141,2 – 3172
Moyenne arithmétique	58,2	26,2 – 90,1	78,5	43,1 – 113,8
Moyenne géométrique	21,7	16,9 – 27,9	36,9	23,9 – 56,6

* : intervalle de confiance à 95%

ii. Avantages et inconvénients

Avantages :

- Ce principe est facile et rapide à mettre en oeuvre dès lors qu'un référentiel « bruit de fond » existe au niveau territorial souhaité ;
- Il permet de traiter en priorité les environnements les plus exposants, puis après traitement de ces environnements de cibler les suivants et ainsi de suite.

Limites :

- Cette démarche permet de hiérarchiser les actions de gestion mais ne permet pas d'évaluer un risque sanitaire. Les mesures de bruit de fond utilisées comme « référence » sont établies dans un contexte précis non extrapolables à d'autres territoires ou situation

et ne sont pas associées, de par la méthode d'élaboration, à une probabilité de survenue ou intensité d'effet sanitaire ;

- Les conditions de prélèvement et d'analyse de la situation étudiée et des données du référentiel « bruit de fond » doivent être identiques.

iii. Conclusion du GECU quant à une utilisation/mise en œuvre

Le GECU estime que l'utilisation d'une comparaison à un référentiel « bruit de fond » comme outil de gestion est une démarche pertinente. Si elle ne permet pas d'évaluer le risque sanitaire, elle permet de prioriser les actions. Elle nécessite la disponibilité d'un référentiel de concentrations en plomb des poussières extérieures, établi à partir de mesures homogènes. À ce jour, aucun référentiel de ce type utilisable n'a été identifié à l'échelle locale, régionale ou nationale.

b) Par modélisation de l'exposition correspondante

i. Principe

La modélisation permet, à partir de données de contamination des milieux, d'estimer l'exposition de différentes populations. Les modèles peuvent être :

- Empiriques, décrivant la corrélation observée (empiriquement, donc) entre la plombémie (variable expliquée) et la concentration en plomb dans les milieux (variables explicatives), après ajustement sur les autres facteurs influençant la plombémie (âge, sexe, etc.) ; ils nécessitent la mesure simultanée des deux paramètres (ainsi que de cofacteurs) dans une population donnée ;
- Mécanistiques, en décrivant les différentes étapes de transfert entre la source de pollution et l'organisme exposé au moyen d'équations mathématiques simplifiant la réalité physique. Pour estimer l'ingestion directe à partir d'une surface contaminée par des poussières par exemple, les modèles vont successivement décrire : les contacts mains-surface, les contacts mains-bouche puis l'extraction salivaire. Les paramètres nécessaires pour utiliser ces équations sont documentés par consensus d'experts ou le plus souvent par des expérimentations dédiées. Les équations et paramètres sont disponibles dans des documents spécialisés et pour certains, régulièrement remis à jour (US EPA, 2017). Ces modèles peuvent avoir été documentés pour le polluant d'intérêt ou pour d'autres polluants en faisant des hypothèses de transposabilité des situations. Ils peuvent être utilisés pour estimer des tendances centrales ou des distributions statistiques si la variabilité des paramètres est documentée.

→ Ces deux types de modèles sont présentés dans la section 3.3 qui suit, en particulier pour la voie d'exposition « ingestion de poussières extérieures » identifiée précédemment comme plus particulièrement pertinente.

3.3 Modélisation de l'exposition par ingestion à des poussières extérieures

a) Utilisation de modèles empiriques

i. *Présentation générale*

Un modèle empirique est un modèle qui décrit une relation entre des variables en se basant sur des observations ou des mesures, en ajustant sur d'autres facteurs d'influence potentiels. Ainsi, dans le cas d'expositions au plomb, la mise en œuvre d'un modèle empirique repose sur la collecte simultanée de données de plombémie observées en population et de données de contamination et/ou de comportement mesurées.

Des travaux ont été conduits en ce sens en France pour la population générale. La publication d'Etchevers *et al.* (2015) avait notamment pour objectif d'établir un modèle empirique de prédiction des plombémies chez l'enfant en fonction des concentrations en plomb dans l'environnement domestique (dont les surfaces dures d'aires de jeux extérieures à proximité du logement). Elle a été réalisée dans le cadre de l'étude Plomb-Habitat.

Les auteurs montrent l'existence de relations mathématiques entre les concentrations de plomb dans les médias d'exposition (eau, poussières intérieur, sol meuble, poussières extérieures) et la plombémie. Concernant spécifiquement la question des poussières extérieures (dépôts sur les surfaces dures d'aires de jeux extérieures), les auteurs montrent que par exemple, lorsque la concentration en plomb dans les poussières de l'aire de jeux extérieure à proximité du logement augmente de 0 à 187 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$, la moyenne géométrique de la plombémie augmente de 33 %, de même que pour les percentiles 10, 25 et 75 de la plombémie (cf. **Tableau 4**). Ces observations confirment ainsi que la poussière extérieure sur les aires de jeux contribue à accroître les expositions au plomb.

En revanche, possiblement par manque de puissance statistique, il n'a pas été observé d'association entre la plombémie et le percentile 90 de la distribution des contaminations de cette source d'exposition. De surcroît, les auteurs émettent l'hypothèse d'une sous-estimation de la contribution de la poussière extérieure du fait que les poussières dans les environnements intérieurs ont pu capturer une partie de la relation statistique.

Tableau 4 : Associations des sources et vecteurs de plomb avec la moyenne géométrique des plombémies des enfants, France, 2008 - 2009 (issu de Glorennec *et al.* 2015 d'après Etchevers *et al.*, 2015)

Type d'exposition	Variation de la source	Variation de la plombémie en % (IC95 %)
Poussière intérieure du logement	De 4 à 72 µg/m ² (P25 au P99)	34 (3 ; 74)
Poussière des parties communes	De 0 à 562 µg/m ² (P25 au P99) – NB : 0 lorsqu'absence de partie commune	21 (-13 ; 70)
Eau du robinet chez les buveurs	De < 0,4 à 14 µg/L (P25 au P99)	36 (2 ; 82)
Eau du robinet chez les non-buveurs	De < 0,4 à 21 µg/L (P25 au P99)	-11 (-38 ; 28)
Sol (meuble) de l'aire de jeux extérieure	De 0 à 407 µg/g (P25 au P99)	16 (-9 ; 42)
Sol (dur) de l'aire de jeux extérieure	De 0 à 187 µg/m ² (P25 au P99)	33 (8 ; 58)
Peinture (somme des mesures XRF sur peinture divisée par la surface de la pièce)	De 0 à 3,3 (su) (P25 au P99)	13 (-15 ; 45)
Tabagisme passif	< une heure/j 1-2 heures/j 2-5 heures/j > 5 heures/j	7 (-19 ; 43) 18 (-12 ; 58) 10 (-32 ; 79) 13 (-23 ; 65)
Usage de vaisselles traditionnelles en céramique	Oui vs. non	56 (4 ; 132)
Usage de cosmétiques traditionnels	Oui vs. non	43 (-4 ; 113)
Parent exposé professionnellement au plomb	Oui vs. non	-1 (-14 ; 14)

Malgré l'intérêt d'une approche fondée sur l'observation, les résultats décrits ici sont à mettre au regard du peu de données disponibles et donc, de la faible puissance statistique pour modéliser avec précision la relation entre la plombémie et la poussière extérieure, surtout pour des concentrations surfaciques élevées. De plus, cette étude ne porte que sur les aires de jeux proches du domicile et la variable « poussières extérieures » ne représente donc pas d'autres lieux extérieurs fréquentés par les enfants comme par exemple des cours d'école. Avec un jeu de données dédiées et plus conséquent, cette approche a été utilisée aux États-Unis où un seuil de 10 µg.ft⁻² (soit 108 µg.m⁻²) est fixé pour les poussières dans les logements à partir d'un modèle empirique (Dixon *et al.*, 2009).

À noter que d'autres modèles empiriques existent mais correspondent à d'autres zones géographiques et n'incluent pas spécifiquement la source correspondant aux poussières déposées sur les surfaces extérieures. Le modèle de Carlisle et Wade (Carlisle et Wade, 1992) permet de prendre en compte l'apport alimentaire (nourriture et boisson), le contact avec le sol meuble (les poussières déposées sur les surfaces extérieures ou dans les environnements intérieurs ne sont pas considérées dans le modèle) et enfin la concentration dans l'air. La concentration de plomb dans le sang d'un adulte peut être estimée en appliquant l'équation de Carlisle et Wade (1992) avec des coefficients déterminés empiriquement et correspondant aux ratios entre les niveaux d'exposition (ingestion, cutanée, inhalée) et les concentrations sanguines en plomb. Les auteurs ne tiennent pas compte du stock à la naissance liée à une exposition *in utero*.

ii. Avantages et inconvénients liés à l'utilisation du modèle empirique identifié

Avantages :

- La relation est fondée sur des mesures individuelles des plombémies et des contaminations par le plomb de différents médias d'exposition ;

- Les plombémies et contaminations environnementales recueillies et utilisées dans le modèle développé par Etchevers *et al.* (2015) sont représentatives de la population des enfants de 6 mois à 6 ans en France ;
- La disponibilité d'un tel outil permet de s'affranchir d'estimations théoriques de niveaux d'exposition basées sur des variables parfois nombreuses, dont la variabilité et le niveau d'incertitude peuvent être élevés voire inconnus.

Limites :

- Concernant le modèle de Carlisle et Wade (1992), aucune précision dans la publication ne permet de déterminer s'il tient compte ou non des poussières extérieures ;
- Concernant le modèle développé par Etchevers *et al.* (2015), la variable « poussières extérieures » n'est pas représentative de l'ensemble des espaces extérieurs potentiellement fréquentés par les enfants (cours d'école, parcs urbains, etc.) ;
- L'utilisation d'un tel modèle nécessite le recueil des autres facteurs de risques sur lesquels le modèle est ajusté ;
- La validation d'un tel modèle doit normalement s'appuyer sur des données distinctes de celles utilisées pour la construction même de l'outil, même si ces jeux de données sont souvent non disponibles en pratique.

iii. Conclusion du GECU quant à une utilisation/mise en œuvre

Au final, compte tenu de l'ensemble de ces éléments, le modèle empirique, en particulier celui établi sur la base d'observations françaises (cf. Etchevers *et al.*, 2015), n'est guère utilisable pour prédire « précisément » les plombémies à partir de concentrations de plomb dans les poussières extérieures, en particulier pour des concentrations élevées hors logement.

En l'état actuel des connaissances, sa mise en œuvre n'est donc pas recommandée par le GECU pour les poussières extérieures d'espaces publics.

b) Utilisation de modèles mécanistiques pour modéliser l'exposition externe

i. Présentation générale

La littérature décrit deux approches mécanistiques permettant de modéliser l'ingestion de plomb résultant de la contamination de surfaces, qu'elles soient intérieures ou extérieures (Özkaynak *et al.*, 2011 ; Wilson *et al.*, 2013). Il s'agit de modèles massiques, qui utilisent les concentrations massiques, et de modèles surfaciques, qui utilisent les concentrations surfaciques. Le produit de sortie de ces deux types de modèles est la quantité de plomb ingéré (en $\mu\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$ ou $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$) lors du contact avec les surfaces contaminées, par portage mains-bouche. Une modélisation toxicocinétique basée sur la physiologie (appelée PBPK pour physiologically based pharmacokinetic) est ensuite utilisée pour estimer la plombémie résultante.

ii. A partir d'une concentration massique

o Présentation

Les modèles « massiques » utilisent une masse de poussières et/ou de sols ingérée par jour (hors comportements extrêmes de type pica ou géophagie) (von Lindern *et al.*, 2016 ; US EPA,

2017 ; US EPA, 2019). Dans la littérature scientifique, le terme de « sol » est habituellement utilisé pour décrire l'ingestion à partir de surfaces extérieures alors que le terme de « poussières » est utilisé pour les surfaces intérieures. La composante « sols » inclut des sols meubles mais également des poussières extérieures sédimentées, sans que la répartition entre ces deux médias ne soit documentée. Mathématiquement, les modèles massiques reposent sur l'équation et les paramètres ci-dessous :

$$DJE = \frac{C_{\text{massique}} \times Q_{\text{massique}} \times FE}{P}$$

où :

- DJE : dose journalière d'exposition exprimée en $\mu\text{g} \cdot \text{kg}_{\text{poids corporel}}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$
- C_{massique} : concentration en substance chimique dans la poussière/sol exprimée en $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$
- Q_{massique} : masse de poussière/sol ingérée exprimée en $\mu\text{g} \cdot \text{j}^{-1}$
- FE : Fréquence d'exposition en $\text{j} \cdot \text{j}^{-1}$
- P : poids corporel exprimé en $\text{kg}_{\text{poids corporel}}$

Ces modèles sont très utilisés et leur pertinence est soutenue par plusieurs publications récentes (von Lindern *et al.*, 2016 ; Zartarian *et al.*, 2017), en particulier pour le plomb. Il existe des études décrivant, pour différentes classes d'âge, les estimations d'ingestion de poussière/sol par jour (US EPA, 2017 ; US EPA, 2019).

Des rapports institutionnels nationaux proposent des recommandations pour le paramètre d'influence Q_{massique} aux États-Unis (US EPA, 2017 : pour le sol incluant la poussière extérieure et la poussière intérieure), en Australie (Environment Health Australia, 2012, pour le sol), au Canada (Richardson and Stantec Consulting Ltd., 2013 pour le sol), en Corée du sud (Jang *et al.*, 2014, pour le sol) mais également en France (Dor *et al.*, 2012 et Ineris, 2015 pour sol et poussière intérieure conjointement). Ces recommandations s'appuient sur un même corpus d'études, essentiellement réalisées aux États-Unis et ne sont donc pas établies sur des données spécifiques de populations des pays concernés. Von Lindern *et al.* (2016) ont estimé, à partir de données d'imprégnation, de contamination et de biodisponibilité du plomb dans un site particulier :

- Les quantités de poussières/sols ingérées par des enfants (6 mois à 9 ans) ;
- La répartition concernant l'origine des poussières qui correspond le mieux aux données observées. Il s'agit de la répartition 55/20/10/15 pour 55 % de poussières d'origine intérieure, 20 % provenant de la cour des maisons, 10 % du voisinage et 15 % des jardins collectifs.

Ces dernières études ont été intégrées dans la mise à jour par l'US EPA des recommandations, portant sur les quantités de sols et poussières ingérées (US EPA, 2017 - cf. **Tableau 5**).

Tableau 5 : Recommandations de l'US EPA sur les quantités de sol, de poussières et de sol + poussières ingérées (exprimées en mg.j⁻¹, US EPA, 2017)

Age Group	Soil + Dust		Soil ^b				Dust ^c	
	General Population Central Tendency ^d	General Population Upper Percentile ^e	General Population Central Tendency ^f	General Population Upper Percentile ^f	Soil Pica ^g	Geophagy ^h	General Population Central Tendency ^f	General Population Upper Percentile ^f
<6 months	40	100	20	50	—	—	20	60
6 months to <1 year	70 (60–80)	200	30	90	—	—	40	100
1 to <2 years	90	200	40	90	1,000	50,000	50	100
2 to <6 years	60	200	30	90	1,000	50,000	30	100
1 to <6 years	80 (60–100)	200	40	90	1,000	50,000	40	100
6 to <12 years	60 (60–60) ⁱ	200	30	90	1,000	50,000	30	100
12 years through adult	30 (4–50) ^j	100 ⁱ	10	50	—	50,000	20	60

b : « soil » inclut ici le sol et la poussière extérieure

c : « dust » inclut la poussière intérieure

Des recommandations similaires sont également présentes dans le modèle PBPK AALM avec une hypothèse de 45 % de la masse ingérée provenant d'activités extérieures et donc de sols (US EPA, 2019).

○ Avantages et inconvénients

Avantages :

- La paramétrisation du modèle est simple, en particulier par comparaison avec le modèle surfacique ;
- La masse de poussières ingérée, qui apparaît être le paramètre influent, est un paramètre très décrit et discuté dans la littérature scientifique, avec une certaine variabilité mais avec une incertitude moindre que l'ensemble des paramètres du modèle surfacique ;
- Ce modèle est le plus souvent utilisé pour les évaluations quantitatives de risques sanitaires à l'appui de décisions en santé publique ;
- Le modèle est applicable en milieu intérieur ou extérieur.

Limites :

- La mise en œuvre de ce modèle nécessite de disposer de données de contamination exprimées en masse de plomb par masse de poussières/sol ($\mu\text{g.g}^{-1}$) ;
- Les hypothèses d'ingestion de poussière/sol sont moins bien étayées pour les adultes que pour les enfants et pour les adultes, peu de données sont relatives aux travailleurs ;
- Il ne se dégage pas de consensus sur la manière d'estimer la contribution de différents micro-environnements vis-à-vis du paramètre relatif à la masse de poussières/sol ingérée par jour.

○ Conclusion du GECU quant à une utilisation/mise en œuvre

Considérant les éléments présentés ci-dessus, il apparaît que l'utilisation de modèle massique pour évaluer l'exposition aux poussières, qu'elles soient intérieures ou extérieures, est une méthode simple à mettre en œuvre et souvent utilisée. Le faible nombre de paramètres et leur documentation permet de limiter les risques de variabilité et d'incertitude sur l'estimation résultante. Ainsi, à partir du moment où des concentrations massiques seraient disponibles, le GECU estime que la mise en œuvre de ce type de modèle serait adaptée pour l'estimation de l'exposition au plomb contenu dans les poussières déposées sur des surfaces extérieures. Le GECU estime en outre que la méthode à privilégier, dans ce contexte, pour collecter les poussières à analyser est la lingette, qui reproduit mieux que l'aspirateur ou la balayette le comportement de la main.

iii. A partir d'une concentration surfacique

○ Présentation

Les modèles « surfaciques » décomposent les étapes de transfert depuis une surface contaminée vers les mains, puis des mains vers la bouche. Bien qu'il existe quelques variantes utilisant moins de paramètres (agrégation de plusieurs paramètres) ou un mode différent d'expression des résultats, mathématiquement, les modèles surfaciques reposent sur l'équation et les paramètres ci-dessous (COPC, 2003 ; CHPPM, 2009 ; Özkaynak *et al.*, 2011 ; Watson *et al.*, 2011 ; Wilson *et al.*, 2013) :

$$DJE = \frac{C_{\text{surfacique}} \times S_{\text{contact}} \times T_{\text{transfert}} \times F_{\text{main}} F_{\text{salive}} \times Fq \times FE}{P}$$

où :

- DJE : dose journalière d'exposition exprimée en $\mu\text{g.kg}_{\text{poids corporel}}^{-1}.\text{j}^{-1}$
- $C_{\text{surfacique}}$: concentration en substance chimique sur une surface, exprimée en $\mu\text{g.m}^{-2}$
- S_{contact} : surface de main en contact avec les surfaces, exprimée en m^2
- $T_{\text{transfert}}$: taux de transfert du sol vers la main, sans dimension
- F_{main} : fraction de la main portée à la bouche, sans dimension
- F_{salive} : fraction de la main portée à la bouche et extraite par la salive, sans dimension
- Fq : fréquence des événements main-bouche exprimée en événement. h^{-1}
- FE : Fréquence d'exposition en h.j^{-1}
- P : poids corporel exprimé en $\text{kg}_{\text{poids corporel}}$

Ce type de modèle est régulièrement utilisé pour estimer l'exposition *via* des surfaces intérieures contaminées dans un contexte réglementaire d'autorisation de mise sur le marché, en particulier pour les substances biocides et phytopharmaceutiques.

À des fins d'évaluation quantitative des risques sanitaires à l'appui de décisions en santé publique, leur utilisation est plus rare mais le GECU note leur utilisation pour estimer les concentrations surfaciques (intérieures) résiduelles acceptables après l'attentat du World Trade Center aux États-Unis ainsi que dans une publication traitant de la gestion de situations post accidentelles et de la définition de seuils surfaciques « acceptables » (COPC, 2003 ; Watson *et al.*, 2011). La publication la plus récente et la plus documentée concernant l'utilisation d'un modèle surfacique de ce type à des fins d'estimation des risques sanitaires dans un contexte de santé publique a été réalisée par Wilson *et al.* en 2013. Ces auteurs proposent par ailleurs un

choix, basé sur une revue de la littérature, de paramètres sous forme de distribution. Le jeu de paramètres retenu autorise une estimation de la quantité de poussières intérieures ingérée par jour cohérente avec les hypothèses retenues dans les modèles massiques. En rapport avec les paramètres utilisés dans ces modèles, le GECU note que :

- Ces paramètres sont habituellement appliqués à des environnements intérieurs et la question de leur transposition/utilisation en environnement extérieur n'est pas documentée. Lorsque des modèles mathématiquement proches sont utilisés pour l'extérieur, le transfert surface-main est estimé en masse de poussières adhérant à la peau (et non en masse de polluant), ce qui nécessite, comme pour le modèle massique, de rapporter la masse de plomb à une masse de poussières (Özkaynak *et al.*, 2011) ;
- Les données utilisées pour décrire des contacts main-bouche définies par le paramètre F_q (fréquence des événements main-bouche exprimée en événement.h⁻¹ et temps d'exposition, basés sur des enregistrements vidéo), n'ont pas été évaluées dans un contexte français. Néanmoins, des recommandations ont été formulées par des organismes et notamment l'US EPA (US EPA, 2017) et sont disponibles dans des rapports institutionnels nationaux ;
- Pour le paramètre $T_{\text{transfert}}$, les données bibliographiques disponibles, essentiellement pour des substances phytopharmaceutiques, varient pratiquement de 0 à 100 % selon le modèle expérimental, la forme physique et/ou chimique du contaminant, l'humidité de la peau, l'intensité et la durée du contact, le type de surface dure/molle ;
- Pour le paramètre F_{salive} , les données bibliographiques, essentiellement pour des substances phytopharmaceutiques, présentent également une variabilité importante et aucune donnée n'est disponible pour l'élément plomb dans des poussières.

Le **Tableau 6** et le

Tableau 7 illustrent la variabilité et l'incertitude entourant les paramètres $T_{\text{transfert}}$ (taux de transfert du sol vers la main) et F_{salive} (fraction de la main portée à la bouche et extraite par la salive) : la plage de valeurs pour $T_{\text{transfert}}$ s'étend de 0,69 % à 100 %, celle relative au paramètre F_{salive} s'étend de 2 % à 40 %. Ces deux tableaux proviennent de CHPPM (2009).

Pour les autres paramètres, leur variabilité est mieux documentée.

Tableau 6 : Taux de transfert du sol vers la main (issu de CHPPM, 2009)**Table 9-6. Summary of Experimental Surface-to-Hand Transfer Efficiencies for Particles and Pesticide Residues (Smooth Surfaces Only) (continued)**

Study	Percent Transferred to Skin (%)	Average Surface Loading	Test Substance	Surface Type	Contact Conditions	Notes
Clothier 2000	1.53 3.64 1.41	3.775 µg/cm ² 0.1064 µg/cm ² 2.215 µg/cm ²	Chlorpyrifos Pyrethrin I Piperonyl butoxide	New, vinyl sheet flooring	Single hand press (dry hand) (0.07 kg/cm ² , 1 second) ^f	Formulated pesticides were applied to surfaces and allowed to dry for 4 hours prior to testing. Double isopropanol-gauze wipe method was used to wipe residue from palms. Authors noted: • Wet hands removed about three times more than dry hands. • Wetness of saliva, not viscosity, etc., was a factor. • Transfer on day 1 was higher than subsequent days.
	4.38 8.89 2.64	3.775 µg/cm ² 0.1064 µg/cm ² 2.215 µg/cm ²	Chlorpyrifos Pyrethrin I Piperonyl butoxide		Single hand press (human saliva-wetted hand) (0.07 kg/cm ² , 1 second) ^f	
	5.22 11.87 2.95	3.775 µg/cm ² 0.1064 µg/cm ² 2.215 µg/cm ²	Chlorpyrifos Pyrethrin I Piperonyl butoxide		Single hand press (water-wetted hand) (0.07 kg/cm ² , 1 second) ^f	
Lu and Fenske 1999	0.69 (as percent of initial deposition)	1.79 µg/cm ² (initial deposition) 12.4 ng/cm ² (mean surface residue)	Chlorpyrifos	Smooth furniture surface (for example, (desktop)	10 hand presses (5.4 kg)	Data was adjusted for hand-wash removal (22%) and extraction (60%) efficiencies from previous study.
Edwards and Liou 1999	45 14 66 100	<u>% Total Vol Distribution</u> 0.08 0.04 5 94	<u>Housedust</u> 0-2.5 µm 2.5-10 µm 10-50 µm 50-200 µm	Flat, polyethylene surface	Single hand press (15 lbs (6.8 kg), 5 seconds)	Transfer was measured using hand-rinse technique.
	42 29 43 21	<u>Initial Deposition</u> Not measured 0.09 µg/cm ² 0.12 µg/cm ² 0.06 µg/cm ²	<u>Housedust Followed by Pesticide Spray</u> Atrazine Diazinon Malathion Chlorpyrifos			

Tableau 7 : Transfert de la main vers la bouche (issu de CHPPM, 2009)**Table 9-7. Summary of Hand-to-Mouth Transfer Data**

Study	Test Substance	Activity	Contact Time	No. of Subjects/ Measurements	Fraction Transferred (unitless)
Kissel et al. 1998	Natural loamy sand (< 2,000 µm)	Thumb-sucking	10 seconds	4 (n = 36)	0.10
		Mouthing three fingers			0.159
		Three swipes of the palm with tongue			0.219
Rusin et al. 2002	<i>M. luteus</i> (gram positive) ¹	Place one fingertip to middle of lower lip	10 seconds	20 (n = 20)	0.4099
	<i>S. rubidea</i> (gram negative) ²				0.3390
	Phage PRD-1 ³				0.3397
Zainudin and Semple 2005	Tinopal [®] (powder)	Normal behavior ⁴	5 to 10 seconds	Unknown	0.082
	Tinopal [®] (liquid)				0.02

Notes:

¹Size ranges from 0.05 to 3.5 µm (Dennis Kunkel Microscopy, Inc. 2007).²*Serratia* species range in size from 0.5-0.8 µm x 0.9 to 2.0 µm (Sutton 2004).³PRD-1 has a diameter of about 0.062 µm (Van Cuyk et al. 2005).⁴Author's example of a "normal" office behavior was hand movement that came most naturally to an individual when asked to touch his or her face.

○ Avantages et inconvénients

Avantages :

- Ce type de modèle permet d'utiliser des données de contamination surfaciques exprimées en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$, unité des prélèvements par lingette ;
- Il est possible d'en dériver des adaptations pour la prise en compte d'expositions *via* des objets contaminés en surface ;
- Il permet de fournir des estimations d'exposition pour différents microenvironnements (*via* la variable de fréquence d'exposition en $\text{h}\cdot\text{j}^{-1}$). Il est également possible de distinguer les contributions relatives des surfaces dures et meubles, *via* le paramètre $T_{\text{transfert}}$;
- Ce type de modèle est mathématiquement applicable en milieu intérieur ou extérieur.

Limites :

- Le modèle intègre de nombreux paramètres, dont le rationnel est parfois moins solidement établi que pour ceux du modèle massique. En particulier, pour les paramètres $T_{\text{transfert}}$ et F_{salive} , il existe une très grande variabilité des estimations (et donc incertitude liée à un choix), sans consensus dans le cas du plomb ;
- Il n'existe qu'une validation indirecte de ces modèles. À ce jour, il est simplement constaté que ces modèles conduisent, in fine, à des quantités de poussières intérieures ingérées comparables à celles obtenues par les approches retenues pour les modèles massiques, mais il n'existe pas d'exemple d'application avec une comparaison à des données de biométrie par exemple, comme cela existe pour les modèles massiques ;
- Les estimations d'exposition deviennent inévitablement non réalistes en cas d'utilisation de valeurs « pire cas » pour chacun des paramètres, en raison de la multiplicité de ces paramètres dans l'équation. L'utilisation de distributions de paramètres conduirait à une grande incertitude autour des estimations les plus plausibles.

Afin d'illustrer la variabilité et l'incertitude du modèle à partir d'une concentration surfacique, Wilson *et al.* (2013) ont déployé une approche probabiliste de type simulation de Monte Carlo afin de calculer la moyenne arithmétique du taux d'ingestion de sol (en $\text{mg}\cdot\text{j}^{-1}$). À titre d'exemple, ils ont calculé pour les enfants en bas âge un écart type plus élevé que la valeur de la moyenne (respectivement $26 \text{ mg}\cdot\text{j}^{-1}$ et $20 \text{ mg}\cdot\text{j}^{-1}$). Le **Tableau 8** illustre pour différentes classes d'âge la variabilité et l'incertitude discutées.

Tableau 8 : moyenne arithmétique du taux d'ingestion de sol calculée par une approche déterministe et probabiliste (Wilson *et al.*, 2013)

Table 5. Calculated arithmetic mean soil ingestion rates using deterministic and probabilistic approaches.

Age group	Arithmetic mean \pm standard deviation (95th percentile) soil ingestion rates (mg/d)	
	Deterministic estimate	Probabilistic estimate
Infant	NA	NA
Toddler	14	20 ± 26 (64)
Child	21	23 ± 32 (75)
Teen	1.4	1.5 ± 2.6 (5.3)
Adult	1.6	1.6 ± 2.9 (5.9)
Senior	1.5	1.2 ± 2.7 (4.8)

- Conclusion du GECU quant à une utilisation/mise en œuvre

En l'état actuel des connaissances, si l'utilisation d'un modèle surfacique pour évaluer l'exposition au plomb contenu dans des poussières déposées sur des surfaces extérieures est possible, le GECU estime qu'elle est cependant de nature à entacher l'estimation de l'exposition d'une importante incertitude. Elle semble ainsi moins adaptée que la mise en œuvre du modèle massique à des fins de caractérisation d'exposition visant l'appui de décision de santé publique.

Remarque :

On peut noter qu'il est possible (Glorennec *et al.*, 2012) de passer de concentrations surfaciques à massiques et vice versa à partir de données d'empoussièrément, mais cette approche n'a été décrite que pour les environnements intérieurs. Par exemple, le HCSP (HCSP, 2014) a utilisé une moyenne des empoussièrément, exprimée en g.m^{-2} , constatés dans les logements de trois pays européens (Giovannangelo *et al.*, 2007) pour convertir une concentration surfacique en une concentration massique exprimée en $\mu\text{g.g}^{-1}$. Le GECU ne retient pas cette approche pour les environnements extérieurs en raison de la variabilité importante d'un endroit à un autre, du fait, notamment, des conditions météorologiques (vent, pluie), des activités anthropiques (mouvement des poussières lié à la circulation, activités de nettoyage, etc.), de la rhéologie d'un site, etc. En effet, deux publications montrent que l'empoussièrément est très variable à l'extérieur. Bris *et al.* (1999) ont réalisé des prélèvements de charges surfaciques de poussières dans le quartier du Marais à Paris à l'aide d'un aspirateur domestique modifié. Les valeurs varient en moyenne de $3,3 \text{ g.m}^{-2}$ à $40,5 \text{ g.m}^{-2}$ selon la surface de prélèvement (sur le trottoir pour la moyenne de $3,3 \text{ g.m}^{-2}$ et dans le caniveau pour celle de $40,5 \text{ g.m}^{-2}$) avec des valeurs variant de $1,6 \text{ g.m}^{-2}$ à 144 g.m^{-2} toutes surfaces confondues (144 g.m^{-2} étant atteint dans un caniveau). L'autre étude a été réalisée en Suède (Gustafsson *et al.*, 2019) et des mesures de charges surfaciques de poussières ont été réalisées à différentes saisons sur plusieurs années à l'aide d'un aspirateur projetant de l'eau à haute pression et récupérant la poussière à l'aide d'un système à l'air comprimé. Les valeurs moyennes varient de quelques grammes par m^2 à environ 80 g.m^{-2} selon les mois et sites de prélèvements (des rues de la ville de Stockholm aux conditions de trafic différentes) et peuvent atteindre des maximums aux alentours de 200 g.m^{-2} . Les variations enregistrées au cours des prélèvements sont dues notamment aux conditions climatiques avec un lien avec les saisons au cours desquelles ont eu lieu les prélèvements, au lieu et à la surface de prélèvement.

c) Calcul de plombémie

i. Modèles PBPK

Il existe plusieurs modèles pour décrire la cinétique du plomb chez l'Homme et ainsi calculer la plombémie. Trois principaux modèles toxicocinétiques peuvent être utilisés pour l'évaluation du risque pour le plomb lié à l'apport *via* différentes voies d'exposition :

- Le modèle toxicocinétique développé par Leggett (1993) adapté pour différents âges (enfants et adultes). Ce modèle a pour origine un modèle développé pour des radionucléides par l'International Commission on Radiological Protection (ICRP, 1989 ; ICRP, 1993) et que Leggett a modifié spécifiquement pour le plomb. La structure du modèle se base sur la physiologie du corps humain. En revanche, les transferts entre les

différents organes ou fluides ont été estimés empiriquement à partir de données expérimentales et ne sont pas liés à des processus physiologiques tels que les flux sanguins. Les prédictions du modèle concordent avec plusieurs jeux de données obtenues chez des volontaires humains lors d'expositions contrôlées ;

- Le modèle PBPK élaboré par O'Flaherty (utilisable chez les enfants et les adultes) (O'Flaherty, 1998) ; l'organisme est décrit par une série de compartiments représentant un organe, tissu ou fluide biologique, et les échanges entre les différents compartiments sont régis par les flux sanguins. Une des caractéristiques de ce modèle est d'intégrer une description détaillée de la croissance osseuse et du remodelage des os trabéculaire et cortical du squelette. Depuis son développement, la capacité prédictive du modèle PBPK d'O'Flaherty a été évaluée sur de nombreux jeux de données ;
- Le modèle « integrated exposure uptake biokinetic (IEUBK) » développé par l'US EPA pour les enfants (US EPA, 1994). Ce modèle permet d'estimer à partir d'une série d'équations, la concentration de plomb sanguin pour une population d'enfants de moins de sept ans, en fonction des concentrations de plomb dans les milieux (l'air, les aliments, l'eau ou les sol et poussières) et de facteurs humains d'exposition. La capacité prédictive du modèle a été étudiée en comparant la plombémie observée et celle mesurée au moyen de IEUBK. Les résultats soulignent la robustesse du modèle (Marcus et Elias, 1998 ; Biesidia *et al.*, 1999 ; Hogan *et al.*, 1998).

Récemment, l'US EPA a proposé le modèle de plomb tous âges (ou AALM pour All Ages Lead Model) qui permet de relier quantitativement les expositions au plomb provenant de milieux naturels survenant au cours de la vie, aux niveaux et concentrations de plomb dans le sang, des tissus corporels et les excréments. Le modèle AALM⁷ représente une extension des modèles développés antérieurement par l'US EPA pour la recherche et la réglementation, tels que le modèle IEUBK chez l'enfant, qui simule les relations exposition-concentration de plomb dans le sang de la naissance à l'âge de 7 ans (Hogan *et al.*, 1998 ; White *et al.*, 1998 ; Zaragoza et Hogan, 1998).

La structure du modèle toxicocinétique de AALM est basée sur le modèle de Leggett (1993). Le modèle comprend un compartiment central d'échange, 15 compartiments périphériques et trois d'élimination (voir représentation graphique en Annexe 5). Le compartiment central est le plomb diffusible dans le plasma, distingué du plomb lié aux protéines plasmatiques. Le plomb est absorbé par le tractus gastro-intestinal et les voies respiratoires dans le compartiment plasmatique diffusible. À partir de ce compartiment, le plomb peut se distribuer dans les os, le cerveau, les reins, le foie, les globules rouges et autres tissus mous. Le plomb absorbé est excrété dans l'urine, la sueur et dans une voie représentant simultanément les cheveux, les ongles et la peau exfoliée. Le plomb ingéré non absorbé est excrété dans les matières fécales.

⁷ Actuellement, la version v2.0 est disponible sur le site internet de l'US EPA (<https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=343670>)

ii. Conclusion du GECU quant à une utilisation/mise en œuvre

Au final, les modèles les plus robustes en vue de calculer la plombémie des individus exposés sont :

- Pour les enfants jusqu'à 7 ans, le modèle IEUBK ;
- Pour les enfants de plus de 7 ans et les adultes, le modèle AALM ; bien qu'il soit actuellement en cours de validation externe, l'adéquation des prédictions du modèle à des données de mesures est décrite dans le guide technique accompagnant l'outil.

À noter que ces modèles sont reconnus pour leur fiabilité de prédiction des plombémies car ils ont été évalués à partir de mesures réelles de plombémies mais comportent de grandes incertitudes en ce qui concerne les concentrations au niveau des organes.

Remarque : Pour l'utilisation de tels modèles, il convient d'être attentif aux données de contamination dont on dispose comme données d'entrée. Selon qu'elles sont exprimées en plomb total ou bien en plomb acido-soluble par exemple, le paramétrage du modèle PBPK devra être adapté : en particulier, les valeurs de biodisponibilité du plomb devront être adaptées pour tenir compte de la forme du plomb qui a été mesurée (cf. Annexe 6).

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DU GECU

Préambule

Le GECU souligne que cette expertise a été réalisée dans des temps limités en se basant sur des données parcellaires. Les conclusions et recommandations pourront être actualisées à la lumière de nouvelles données.

Il est à noter que le GECU s'est concentré sur l'exposition directe à des poussières contaminées déposées sur les surfaces extérieures ; les potentielles expositions secondaires du fait par exemple de transfert de poussières dans les environnements intérieurs ou de contamination secondaire d'objets en contact avec le sol n'ont pas été investiguées mais semblent difficiles à estimer en l'état actuel des données.

Le GECU attire l'attention sur la nécessité d'actualiser les éléments présentés au vu des nouvelles données et d'élargir la réflexion sur la contamination surfacique et la remise en suspension.

Conclusions

Considérant les éléments analysés et présentés dans le chapitre 3 précédent, les experts membres du GECU concluent que :

- Dans le cadre d'une évaluation de l'exposition au plomb d'une population, il est pertinent de considérer les poussières déposées sur les surfaces d'espaces publics extérieurs comme source d'exposition ;
- L'ingestion apparaît être la voie d'exposition prioritaire à considérer vis-à-vis de cette source pour la population, et particulièrement pour les enfants dont le comportement les amène à être en contact avec les surfaces et à porter leurs mains à la bouche. L'inhalation suite à la remise en suspension de poussières déposées et le passage cutané semblent, pour le plomb, des voies d'exposition minoritaires. Cela reste cependant à confirmer pour l'inhalation vis-à-vis de certaines populations notamment adultes dont l'activité professionnelle ou récréative est susceptible d'entraîner une importante remise en suspension de particules contaminées en plomb ;
- En l'état actuel des connaissances, les données ne permettent pas de modéliser l'exposition par ingestion de poussières déposées sur les surfaces d'espaces publics extérieurs et contaminées au plomb. Les types de modèles identifiés pour estimer cette exposition présentent tous des inconvénients ne permettant pas de prédire de manière robuste les expositions à partir des données de contamination en plomb dans les poussières extérieures actuellement disponibles :
 - Un modèle empirique basé sur des données françaises établit une relation entre les plombémies de jeunes enfants et des niveaux de concentration en plomb dans l'environnement, notamment dans des poussières extérieures. Cependant, les données de « poussières extérieures » de l'étude ne sont pas représentatives de tous les types d'environnements extérieurs pouvant être fréquentés par la population ; enfin, le modèle ne couvre pas les concentrations très élevées ;
 - Deux types de modèles mécanistiques peuvent être mis en œuvre :
 - À partir d'une concentration massique : la mise en œuvre de ce modèle nécessite de disposer de données de contamination exprimées en masse de

plomb par quantité de poussières extérieures ($\mu\text{g.g}^{-1}$) ; de telles données ne sont pas disponibles à ce jour ;

- À partir d'une concentration surfacique : la mise en œuvre de ce modèle nécessite de considérer de nombreux paramètres pour lesquels il existe une très grande variabilité et de fortes incertitudes. Par ailleurs il n'existe aucune donnée spécifique pour le plomb ;
- Une fois les doses externes évaluées, les modèles IEUBK et AALM proposés par l'US EPA sont des outils PBPK robustes et prédisant bien les plombémies des enfants et des adultes ;
- En l'état actuel des connaissances, du fait de l'impossibilité de modéliser de façon fiable l'exposition par ingestion de la poussière déposée sur les surfaces d'espaces publics extérieurs, il n'est pas possible d'évaluer la contribution de cette source d'exposition vis à vis de toutes les autres sources d'exposition au plomb (alimentation, eau de boisson, poussières intérieures, air, etc.).

Recommandations

L'ingestion de poussières déposées sur les surfaces d'espaces publics extérieurs étant une voie d'exposition pertinente, la mise en œuvre d'actions visant à réduire durablement la contamination de ces surfaces et/ou à identifier des personnes à risque est justifiée.

En vue d'une comparaison de concentrations en plomb dans les poussières à un bruit de fond, il est recommandé de :

- Établir un référentiel spécifique au territoire et aux espaces étudiés avec les mêmes méthodes de mesure (en particulier prélèvement et minéralisation) que celles qui seront ensuite utilisées ;
- Cibler les lieux fréquentés par les enfants ;
- Privilégier les surfaces avec lesquelles les personnes séjournant sur le site sont susceptibles d'être en contact avec la main et parmi celles-ci privilégier les surfaces lisses pour des raisons de prélèvement.

En vue d'une modélisation de l'exposition de la population générale, il est recommandé de :

- **À court terme**, privilégier le modèle mécanistique à partir d'une concentration massique mais avec un prélèvement surfacique. Ce type de prélèvement par lingette paraît le plus approprié afin de mesurer la contamination des poussières déposées sur les surfaces d'espaces publics extérieurs par le plomb.
 - Cibler préférentiellement la population des enfants âgés d'un à sept ans, population la plus à risque ;
 - Recourir aux recommandations actualisées de l'US EPA (2017 à ce jour) pour la masse de poussières ingérées en mg.j^{-1} utilisée dans le modèle considérant une concentration massique ;
 - Allouer des masses de poussières ingérées dans les différents micro-environnements au *pro rata* de la durée de fréquentation ;

- En vue de disposer de données de concentrations massiques et surfaciques de plomb présent dans la poussière déposée sur les surfaces d'espaces publics extérieurs :
 - ➔ Réaliser une étude pilote permettant de décrire précisément une méthode de prélèvement par lingette, avec mesures conjointes des masses de plomb par unité de surface ($\mu\text{g.m}^{-2}$) et par masse de poussière ($\mu\text{g.g}^{-1}$) ;
 - ➔ Harmoniser les pratiques de laboratoire (pouvant conduire à plus long terme à des travaux de normalisation) en considérant par exemple les paramètres tels que la qualité et la taille de la lingette, la pesée d'un lot de lingettes préalablement séchées, la maîtrise de l'humidité ambiante dans les laboratoires, etc. ;
- **À moyen terme**, pour permettre une modélisation à partir du modèle considérant une concentration surfacique, documenter l'ensemble des paramètres de ce type de modèle spécifiquement pour le plomb.

Au-delà des conclusions et recommandations présentées ci-dessus et relatives à la caractérisation qualitative et quantitative de l'exposition *via* des poussières déposées sur les surfaces d'espaces publics extérieurs, le GECU indique que, dans le cas d'une contamination au plomb de surfaces extérieures, différentes actions de gestion peuvent d'ores et déjà être engagées et concerner la population générale et les travailleurs. Celles-ci se basent notamment sur des recommandations du HCSP, de la Société française de médecine du travail et de l'Anses. Elles sont présentées ci-dessous.

Recommandations concernant des populations à risque en lien avec une contamination des surfaces extérieures :

- **Approche pour la population générale**
 - Cibler en particulier les populations vulnérables (enfants de moins de sept ans, femmes enceintes) ou à risque accru de contamination (enfants de moins de sept ans, surtout ceux de plus de six mois et de moins de cinq ans, personnes onychophages). Quand une situation à risque est repérée chez une personne de cette catégorie, sa plombémie doit être mesurée. La valeur de référence utilisable pour l'interprétation du mesurage de la plombémie est le 95^{ème} percentile de la distribution dans la population générale du même âge ;
 - Adopter dans tous les cas les gestes de prévention (HCSP, 2017) :
 - Un nettoyage humide renforcé visant à éliminer les poussières qui auraient pu se déposer dans les logements et se déchausser pour limiter le transport des poussières dans les logements ;
 - Le respect des gestes d'hygiène des mains visant à prévenir une éventuelle ingestion de poussières de plomb : lavage fréquent, particulièrement avant les repas et après un contact avec les sols, ongles courts, etc. ;
 - Ne pas boire, fumer ou manger dans endroits réputés contaminés.

• Approche pour les travailleurs

- Ne pas recourir à la modélisation de l'exposition du fait de la diversité des situations, mais mesurer en cas de besoin et/ou de doute la plombémie pour appréhender l'exposition ;
- Actualiser les valeurs biologiques de référence qu'il faudrait utiliser pour décider d'une éventuelle surveillance médicale renforcée (aujourd'hui désignée par le terme de suivi individuel renforcé), après avoir éliminé les sources d'exposition extra-professionnelles. En effet, les valeurs de référence de 100 et 200 $\mu\text{g.L}^{-1}$ visées par l'article R4412-160 du code du travail et définissant le besoin de surveillance médicale renforcée, sont anciennes et ne sont plus conformes à la distribution de la plombémie chez les adultes résidant en France et en âge d'avoir une activité professionnelle. Dans un rapport publié en juillet 2019, l'Anses a proposé d'utiliser les valeurs de 85 $\mu\text{g.L}^{-1}$ chez les hommes, 60 $\mu\text{g.L}^{-1}$ chez les femmes et 45 $\mu\text{g.L}^{-1}$ chez les femmes susceptibles de procréer, correspondant aux 95^{èmes} percentiles de la distribution des plombémies dans un échantillon représentatif de la population adulte résidant en France (étude conduite en 2006-2007). On disposera très prochainement des résultats de l'étude Esteban conduite en 2014-2016 sous l'égide de Santé Publique France (SPF), permettant d'actualiser ces valeurs ;
- Proposer, en application des bonnes pratiques édictées par la Société française de médecine du travail (le Code du travail ne précise pas les modalités du suivi individuel renforcé réglementairement recommandé pour les travailleurs exposés au plomb), un prélèvement pour le dosage de la plombémie avant le début de l'exposition potentielle ou à son début, puis un contrôle un à trois mois après ce premier prélèvement. Si la concentration de plomb mesurée sur le second prélèvement est inférieure à la valeur de référence en population générale, des contrôles annuels et en cas d'incident susceptible d'entraîner une surexposition suffisent. En cas d'élévation de la plombémie de plus de 30 $\mu\text{g.L}^{-1}$ entre deux prélèvements, un nouveau contrôle dans les un à trois mois est souhaitable, d'autant plus précoce que l'amplitude de l'élévation est plus grande ;
- Actualiser les valeurs limites biologiques. L'article R4412-152 du Code du travail prévoit des valeurs limites pour la plombémie des travailleurs exposés au plomb, de 400 $\mu\text{g.L}^{-1}$ chez les hommes et 300 $\mu\text{g.L}^{-1}$ chez les femmes. Ces recommandations sont anciennes et ne correspondent plus à l'état des connaissances sur les effets sur la santé du plomb et les relations dose-réponse. L'Anses a récemment proposé une valeur limite biologique pour les hommes et les femmes professionnellement exposés au plomb, de 180 $\mu\text{g.L}^{-1}$ et recommande, de ne pas dépasser pour les femmes susceptibles de procréer, la valeur biologique de référence (45 $\mu\text{g.L}^{-1}$). L'European Chemicals Agency (ECHA) dans un document encore plus récent recommande des valeurs voisines de celles proposées par l'Anses et pour les mêmes catégories de travailleurs, respectivement 150 $\mu\text{g.L}^{-1}$ et 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (ECHA, 2019).

Conformément à l'article R4624-22 du code du travail, tout travailleur affecté à un poste présentant des risques particuliers pour sa santé ou sa sécurité ou pour celles de ses collègues ou des tiers évoluant dans l'environnement immédiat de travail bénéficie d'un suivi individuel renforcé de son état de santé. Cela concerne en particulier dans le cadre de cette expertise et sous réserve des conditions prévues par l'article R4412-160 du code du travail, les travailleurs qui exécutent des tâches susceptibles de produire ou de mobiliser des poussières de plomb déposées sur le sol ou les surfaces des sites contaminés. Néanmoins, il s'agit d'être vigilant et

de ne pas exclure les travailleurs qui pourraient être exposés que parce que les surfaces accessibles à leurs mains ou ustensiles de travail sont contaminés. Un suivi individuel renforcé, organisé autour du mesurage périodique de la plombémie, semble nécessaire en particulier lorsque :

- Les surfaces contaminées ne peuvent être efficacement et durablement nettoyées ;
- Le comportement ou les habitudes de ces travailleurs constituent des facteurs de risque susceptibles d'accroître leur niveau d'exposition: par exemple, parce qu'ils sont onychophages, ou bien parce qu'ils consomment des aliments, des confiseries, des boissons ou du tabac dans un lieu dont des surfaces accessibles sont contaminées par le plomb, ou encore, parce qu'ils les consomment après avoir séjourné sur un tel site et sans s'être lavé les mains.

Quand une situation à risque est repérée ou suspectée chez des travailleurs de cette catégorie, le suivi individuel à mettre en œuvre est le même que celui recommandé, ci-dessus.

5. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'ANSES

L'Anses endosse les conclusions et recommandations du GECU relatives à la caractérisation de l'exposition au plomb découlant d'une situation de contamination des poussières déposées sur les surfaces d'espaces publics extérieurs.

L'agence souligne la pertinence de considérer les poussières déposées sur les surfaces d'espaces publics extérieurs comme source d'exposition, avec un intérêt particulier pour les lieux fréquentés par les enfants. Cependant, les données actuelles ne permettent pas de modéliser l'exposition par ingestion de ces poussières déposées et par conséquent d'évaluer la contribution de cette source d'exposition en vue de la mettre en perspective au regard d'autres sources d'exposition au plomb (alimentation, eau de boisson, poussières intérieures, air, etc.). Différentes recommandations sont formulées afin de progresser à court terme sur ce sujet.

Néanmoins, l'Anses souligne que ce constat ne fait pas obstacle à la mise en œuvre d'actions visant à réduire durablement la contamination de ces surfaces et/ou à identifier des personnes à risque. Ainsi, des recommandations en ce sens ont été rappelées ou proposées par les experts en différenciant la population générale et les travailleurs.

Concernant plus spécifiquement la situation parisienne, postérieure à l'incendie de Notre Dame, des actions en phase avec de telles recommandations ont d'ores et déjà été engagées et, pour l'avenir, l'Agence partagera les résultats de ses travaux dans le cadre de la démarche initiée sous l'égide de l'ARS Île-de-France visant à documenter le « bruit de fond » existant à Paris (concentrations en plomb dans les poussières déposées à l'extérieur hors influence particulière). L'Agence note que, selon les éléments disponibles à fin 2019, les mesures de plombémie réalisées suite à l'incendie chez environ mille enfants de 0 à 6 ans et autant de travailleurs, sans qu'elles ne puissent être considérées comme représentatives, sont comparables aux valeurs d'imprégnation récentes en population générale. Pour les valeurs les plus élevées, des enquêtes environnementales ont été menées ou sont en cours pour identifier les sources d'exposition contributrices.

Dr Roger Genet

MOTS-CLES

Plomb – poussières extérieures – sol dur - plombémie – exposition – modélisation – population générale – travailleurs

GLOSSAIRE

Poussières extérieures : Particules qui se sont déposées sur des objets et des surfaces à l'extérieur des bâtiments en raison d'un dépôt humide ou sec (US EPA, 2017).

Poussières intérieures : Particules qui se sont déposées sur des objets, des surfaces, des planchers et de la moquette à l'intérieur d'un bâtiment, quelle que soit leur origine (naturelle/synthétique, extérieure/intérieure) et leur nature (inorganique/organique) (US EPA, 2017 ; VDI, 2001).

Sol dur : Dans le cadre de ce travail, surface extérieure définie par une forte cohésion et liée par un liant (ex : terrasse, balcon, trottoir, voirie...) sur laquelle le prélèvement de poussière est réalisé généralement par lingette et la concentration en plomb s'exprime alors en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$.

Sol meuble : Dans le cadre de ce travail, surface extérieure ou terre définie par une faible cohésion, qui est facile à travailler. Se dit d'une formation géologique dont les éléments ne sont pas liés entre eux par un ciment (graviers, sables, limons, vases, cendres volcaniques, etc.) et sur laquelle le prélèvement de sol est réalisée par une carotte de terre (ex : jardin) et la concentration en plomb s'exprime alors en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

BIBLIOGRAPHIE

- Anses (2011). Étude de l'alimentation Totale Française 2 (EAT 2) Tome 1 : Contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques persistants, mycotoxines, phyto-estrogènes. Agence Nationale de sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du Travail. Rapport d'expertise, 346 p.
- Anses (2016). Étude de l'alimentation Totale Infantile (EATi) Tome 2 - Partie 2 : Composés inorganiques. Agence Nationale de sécurité Sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du Travail. Rapport d'expertise, 298 p.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (2007). Toxicological Profile for Lead. U.S. Department of health and human services, 582 p.
- Biesiada M, Hubicki L. (1999). Blood lead levels in children: epidemiology vs. simulations. European Journal of Epidemiology 15: 485-491.
- Bris F.-J., Garnaud S., Appery N., Gonzalez A., Mouchel J.-M., Chebbo G., Thévenot D.R. (1999). A street deposit sampling method for metal and hydrocarbon contamination assessment. The Science of the Total Environment 235: 211-220.
- Carlisle J.C., Wade M.J. (1992). Predicting blood level concentrations from environmental concentrations. Regulatory Toxicology And Pharmacology 16: 280-289.
- CHPPM (US Army Center for Health Promotion and Preventive Medicine) (2009). Technical guide 312: Health risk assessment methods and screening levels for evaluating office worker exposures to contaminant on indoor surfaces using surface wipe data. USACHPPM TG-312. Aberdeen Proving Ground, MD.

- Collins C.D., Craggs M., Garcia-Alcega S., Kademoglou K., Lowe S. (2015). Towards a unified approach for the determination of the bioaccessibility of organic pollutants. *Environment International* 78: 24-31.
- COPC (Contaminants of Potential Concern Committee of the World Trade Center Indoor Air Task Force Working Group) (2003). World Trade Center indoor environment assessment: Selecting contaminants of potential concern and setting health-based benchmarks. 112 p.
- Dixon S.L., Gaitens J.M., Jacobs D.E. *et al.* (2009). Exposure of U.S. children to residential dust lead, 1999-2004: II: The contribution of lead-contaminated dust to children's blood lead levels. *Environmental Health Perspectives* 117(3): 468-474
- Dor F., Denys S. et les membres du GT (2012). Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants. État des connaissances et propositions. Saint-Maurice (Fra) : Institut de veille sanitaire, septembre 2012, 83 p.
- ECHA (2019). Scientific report for the evaluation of limit values for lead and its compounds at the workplace. ECHA, Hesinski, 17 October 2019.
- Environment Health Australia (2012). Australian Exposure Factor Guidance, 229 p.
- Etchevers A., Bretin P., Le Tertre A., Lecoffre C. (2013). Imprégnation des enfants français par le plomb en 2008-2009. Enquête Saturn-Inf 2008-2009. Enquête nationale de prévalence du saturnisme chez les enfants de 6 mois à 6 ans. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire ; 2013. 51 p.
- Etchevers A., Le Tertre A., Lucas J.-P., Bretin P., Oulhote Y., Le Bot B., *et al.* (2015). Environmental determinants of different blood lead levels in children: A quantile analysis from a nationwide survey. *Environment International* 74: 152-9.
- Giovannangelo M., Nordling E., Gehring U., Oldenwening M., Bellander T., Heinrich J., Hoek G., Brunekreef B. (2007). Variation of biocontaminant levels within and between homes - the AIRALLERG study. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 17: 134-140.
- Glorennec P., Lucas J.-P., Etchevers A., Oulhote Y., Mandin C., Poupon J., Le Strat Y., Bretin P., Douay F., Le Bot B., Le Tertre A. (2015). Exposition au plomb des enfants dans leur logement. Projet Plomb-Habitat (2008-2014) : principaux résultats, retombées et perspectives. *Environnement, Risque et Sante* 14: 28-37.
- Glorennec P., Lucas J.-P., Mercat A.-C., Roudot A.-C., Le Bot B. (2016). Environmental and dietary exposure of young children to inorganic trace elements. *Environment International* 97: 28-36.
- Grøn C., Andersen L. (2003). Human bioaccessibility of heavy metals and PAH from soil. Environmental Project No. 840, Technology Programme for Soil and Groundwater Contamination. Danish Environmental Protection Agency, 113 p.
- Guldner L., Dereumeaux C., Saoudi A., Pecheux M., Berat B., Wagner V., Gorla S., Brunel S., de Crouy-Chanel P., Vandentorren S., Le Tertre A., Velly N., Delamaire C., Lefranc A. (2015). Exposition aux polluants de l'environnement des femmes enceintes et de leurs enfants *in utero*: premiers résultats obtenus dans le cadre du volet périnatal du programme national de biosurveillance (mères incluses dans la cohorte ELFE). *Archives de Pédiatrie* 22(5): 35-36.

- Gustafsson M., Blomqvist G., Järnskog I., Lundberg J., Janhäll S., Elmgren M., Johansson C., Norman M., Silvergren S. (2019) Road dust load dynamics and influencing factors for six winter seasons in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment: X* 2, 100014.
- HCSP (2014). Expositions au plomb : détermination de nouveaux objectifs de gestion. Haut Conseil en Santé Publique, 101 p.
- HCSP (2017). Mise à jour du guide pratique de dépistage et de prise en charge des expositions au plomb chez l'enfant mineur et la femme enceinte. Haut Conseil en Santé Publique, 62 p.
- Hogan K., Marcus A., Smith R., White P. (1998). Integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children: empirical comparisons with epidemiologic data. *Environmental Health Perspectives* 106: 1557-1567.
- Höglund L., Räsänen J., Hämäläinen A.-M., Warholm M., van der Hagen M., Suleiman A., Kristjánsson V., Nielsen E., Kopp T.I. (2012). Existing Default Values and Recommendations for Exposure Assessment - A Nordic Exposure Group. 179 p.
- ICRP (1989). Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides. ICRP Publication 56, Part 1. Oxford: Pergamon Press, 1989.
- ICRP (1993). Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides. ICRP Publication 56, Part 2. Oxford: Pergamon Press, 1993.
- Ineris (2015). Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel MODUL'ERS, Rapport Ineris-DRC-14-141968-11173A, 56 p.
- Ineris (2018). Caractérisation des expositions environnementales – Inventaire des bases de données nationales environnementales spatialisées, Rapport Ineris-DRC-18-152407-11231D, 107 p.
- Jang J.-Y., Kim S.-Y., Kim S.-J., Lee K.-E., Cheong H.-K., Kim E.-H., Choi K.-H., Kim Y.-H. (2014). General factors of the Korean exposure factors handbook, *Journal of Preventive Medicine and Public Health* 47: 7-17.
- Laidlaw M.A.S., Zahran S., Pingitore N., Clague J., Devlin G. Taylor M.P. (2014). Identification of lead sources in residential environments: Sydney Australia. *Environmental Pollution* 184: 238-246.
- Layton D.W. et Beamer P.I. (2009). Migration of contaminated soil and airborne particulates to indoor dust. *Environmental Science & Technology*, 43(21): 8199-8205.
- Leggett R.W. (1993). An age-specific kinetic model of lead metabolism in humans. *Environmental Health Perspectives* 101: 598-615.
- Lucas J.-P. *et al.* (2012a). Étude Plomb-Habitat - Contamination par le plomb des logements Français abritant au moins un enfant âgé de 6 mois à 6 ans. CSTB, 168 p.
- Lucas J.-P., Le Bot B., Glorennec P., Etchevers A., Bretin P., Douay F., Sébille V., Bellanger L., Mandin C. (2012b). Lead contamination in French children's homes and environment. *Environmental research* 116: 58-65.
- Lucas J.-P., Bellanger L., Le Strat Y., Le Tertre A., Glorennec P., Le Bot B., *et al.* (2014). Source contributions of lead in residential floor dust and within-home variability of dust lead loading. *Science of the Total Environment* 470-471: 768-79.
- Morawska L., Salthammer T. (2003). *Indoor Environment - Airborne Particles and Settled Dust*. Wiley, New York, 469 p.

- Moya J., Phillips L. (2014). A review of soil and dust ingestion studies for children. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 24(6): 545-554.
- Nordberg G.F., Fowler B.A., Nordberg M. (2014). *Handbook on the Toxicology of Metals*. Academic Press.
- O'Flaherty E. (1998). Physiologically based models of metal kinetics. *Critical Reviews in Toxicology* 28(3): 271-317.
- Oomen A.G., Hack A., Minekus M., Zeijdner E., Cornelis C., Schioeters G., Verstraete W., Von de Wiele T., Wragg J., Rompelberg C.J.M., Sips A.J.A.M., Van Wijnen J.H. (2002). Comparison of five *in vitro* digestion models to study the bioaccessibility of soil contaminants. *Environmental Science & Technology* 36: 3326-3334.
- Oomen A.G., Janssen P.J.C.M., Dusseldorp A., Noorlander C.W. (2008). Exposure to chemicals *via* house dust. Rapport RIVM no 609021064. 99 p.
- Özkaynak H., Xue J., Zartarian V.G., Glen G., Smith L. (2011). Modeled estimates of soil and dust ingestion rates for children. *Risk Analysis* 31(4).
- Peng T., O'Connor D., Zhao B., Jin Y., Zhang Y., Tian L., Zheng N., Li X., Hou D. (2019). Spatial distribution of lead contamination in soil and equipment dust at children's playgrounds in Beijing, China. *Environmental Pollution* 245: 363-370.
- Richardson G.M. and Stantec Consulting Ltd. (2013). *Canadian Exposure Factors Handbook*. Toxicology Centre, University of Saskatchewan, Saskatoon, SK CANADA, 60 p.
- Rodes C.E., Newsome J.R., Vanderpool R.W., Antley J.T., Lewis R.G. (2001). Experimental methodologies and preliminary transfer factor data for estimation of dermal exposures to particles. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11: 123-139.
- Ronga-Pezeret S., Payre C., Mandin C., Bonvallot N., Fiori M., Lambrozo J., Glorennec P. (2010). Prise en compte du bruit de fond chimique environnemental dans les évaluations réglementaires françaises des risques sanitaires. *Environnement, Risque et Santé* 9(6): 517-526.
- US EPA (1994). *Guidance manual for the IEUBK model for lead in children*. Office of Solid Waste and Emergency Response Washington, DC.
- US EPA (2001). *Review of Adult Lead Models: Evaluation of Models for Assessing Human Health Risks Associated with Lead Exposures at Non-Residential Areas of Superfund and Other Hazardous Waste Sites*. Office of Solid Waste and Emergency Response Washington, DC. 85 p.
- US EPA (2011). *Exposure factors handbook*. Office of Research and Development: Washington, DC., 1466 p.
- US EPA (2017). *Update for Chapter 5 of the Exposure Factors Handbook - Soil and Dust Ingestion*. Office of Research and Development: Washington, DC., 100 p.
- US EPA (2019). *Technical support document for the All Ages Lead Model (AALM) – Parameters, equations and evaluations*. Office of Research and Development: Washington, DC., 333 p.
- VDI 4300-8 (2001). *Measurement of Indoor Air Pollution - Sampling of House Dust*. Beuth Verlag, Berlin.
- Von Lindern I., Spalinger S., Stifelman M.L., Stanek L.W., Bartrem C. (2016). Estimating children's soil/dust ingestion rates through retrospective analyses of blood lead

biomonitoring from the Bunker Hill superfund site in Idaho. *Environmental Health Perspectives* 124(9): 1462-1470.

Watson A., Dolislager F., Hall L., Raber E., Hauschild V.D., Lova A.H. (2011). Developing health-based pre-planning clearance goals for airport remediation following a chemical terrorist attack: decision criteria for multipathway exposure routes. *Human and Ecological Risk Assessment* 17(1): 57-121.

White P.D., Van Leeuwen P., Davis B.D., Maddaloni M., Hogan K.A., Marcus A.H., Elias R.W. (1998). The conceptual structure of the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children [Review]. *Environmental Health Perspectives* 106: 1513-1530.

Wilson R., Jones-Otazo H., Petrovic S., Mitchell I., Bonvalot Y., Williams D., Richardson G.M. (2013). Revisiting dust and soil ingestion rates based on hand-to-mouth transfer. *Human and Ecological Risk Assessment* 19: 158-188.

Zaragoza L., Hogan K. (1998). The integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children: Independent validation and verification [Review]. *Environmental Health Perspectives* 6: 1551-1556.

Zartarian V., Xue J., Tornero-Velez R., Brown J. (2017). Children's lead exposure: A multimedia modeling analysis to guide public health decision-making. *Environmental Health Perspectives* 125(9).

ANNEXE 1 : INTERVENANTS

Présentation des intervenants

PREAMBULE : Les experts membres de comités d'experts spécialisés, de groupes de travail ou désignés rapporteurs sont tous nommés à titre personnel, *intuitu personae*, et ne représentent pas leur organisme d'appartenance.

GROUPE D'EXPERTISE COLLECTIVE EN URGENCE (GECU)

Président

M. Jean-Ulrich MULLOT - Pharmacien militaire - Service de santé des armées

Membres

Mme. Céline BROCHOT - Responsable de l'unité Modèles pour l'écotoxicologie et la toxicologie - Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris)

M. Laurent BODIN - Ingénieur chercheur -- Commissariat à l'énergie atomique (CEA)

M. Florian COUVIDAT - Ingénieur d'études et de recherche - Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris)

M. Robert GARNIER - Praticien attaché - Assistance Publique-Hôpitaux de Paris (AP-HP)

M. François GENSDARMES - Chef du laboratoire de physique et de métrologie des aérosols - Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN)

M. Philippe GLORENNEC - Enseignant chercheur - École des Hautes Études en Santé Publique (EHESP), Institut de recherche en santé, environnement et travail (Irset) UMR Inserm 1085

PARTICIPATION ANSES

Coordination scientifique

M. Guillaume PEROUEL - Chargé de projets - Unité Évaluation des risques liés à l'air - Anses

Contribution scientifique

M. Guillaume BOULANGER - Adjoint à la cheffe d'unité - Unité Évaluation des risques liés à l'air - Anses

Mme. Valérie PERNELET-JOLY - Cheffe d'unité - Unité Évaluation des risques liés à l'air - Anses

ANNEXE 2 : LETTRE DE SAISINE



MINISTÈRE DES
SOLIDARITÉS ET DE LA
SANTÉ
Direction générale de la
santé

MINISTÈRE DU TRAVAIL
Direction générale du travail

Paris, le 28 AOUT 2019

Affaire suivie par :
jean-michel.thiolet@sante.gouv.fr
Tél. 01 40 56 45 52

N° D-19-020669 : 124.

Le Directeur général de la santé
Le Directeur général du travail

A

Monsieur le Directeur général
Agence nationale de sécurité sanitaire
de l'alimentation, de l'environnement et
du travail

OBJET : Contamination d'espaces publics par le plomb.

PJ : Une annexe.

L'incendie de la cathédrale Notre-Dame de Paris le 15 avril 2019 a provoqué une pollution importante au plomb à partir de l'édifice. Le parvis, où des concentrations en plomb très importantes et allant jusqu'à 1 300 000 µg/m² ont été mesurées, reste encore interdit au public. Selon les données transmises par l'Agence régionale de santé Île-de-France (ARS), dans les espaces publics comme la voirie (surface), des concentrations en plomb élevées ont également été relevées sur l'Île de la Cité et le nord des 5^{ème} et 6^{ème} arrondissements de Paris, à l'Ouest de la cathédrale tout particulièrement (cf. annexe 1). Ces espaces font l'objet de mesures de nettoyage / dépollution, l'objectif fixé étant de ne pas dépasser le bruit de fond parisien. Cependant, nous ne disposons pas de valeur réglementaire ou de gestion pour ce type d'espace.

Sur la base des rares valeurs disponibles pour ces espaces, un dépassement de la valeur de 5 000 µg/m² est considéré, à titre conservatoire, comme une valeur environnementale dépassant le bruit de fond parisien. Cette valeur correspond au 95^{ème} percentile des valeurs mesurées lors d'une étude menée en 2017 par la Direction régionale des affaires culturelles d'Île-de-France et non publiée.

Pour établir de manière robuste cette valeur pour Paris, l'ARS va engager une étude s'appuyant sur un groupe de travail *ad hoc* associant notamment la Caisse régionale d'assurance maladie d'Île-de-France, le Centre scientifique et technique du bâtiment et le Laboratoire d'étude et de recherche en environnement et santé de l'École des hautes études en santé publique.

Au-delà de cette question spécifique à la situation parisienne issue de l'incendie du mois d'avril, se pose la question du risque sanitaire lié à la contamination par le plomb des poussières présentes sur les surfaces des espaces publics extérieurs en dehors du chantier. A titre d'illustration, en l'espèce, les quais de Seine ou le parvis peuvent être des zones où des personnes peuvent séjourner plus longuement.

Dans ce contexte, nous vous demandons de bien vouloir :

- (1) apporter un appui scientifique et technique à l'ARS pour la préparation de l'étude visant à établir le bruit de fond parisien ;
- (2) conduire des travaux de caractérisation de l'exposition au plomb découlant de la contamination des surfaces d'espaces publics extérieurs avec, dans la mesure du possible, une mise en perspective avec les autres sources d'exposition. Ces travaux devront concerner en premier lieu la population générale au premier rang desquels les individus sensibles tels que les enfants ou les femmes enceintes, mais porteront également sur les travailleurs, en ciblant prioritairement ceux exerçant principalement leur activité au niveau des espaces publics extérieurs en périphérie du chantier (agents de nettoyage, intervenants sur les réseaux, intervenants en toiture ainsi que les salariés des commerces avec terrasse comme les cafetiers à titre d'illustration).

Les salariés intervenant sur le chantier de Notre-Dame entrent dans le champ d'application des dispositions du code du travail relatives à la prévention des expositions professionnelles au plomb et sont donc exclus du champ de cette expertise.

L'ARS prendra contact avec vos services pour les travaux visés au (1) qui devraient commencer au début du mois de septembre.

Une réponse pour les travaux visés au (2) est souhaitée pour le mois de décembre 2019


Le Directeur général de la santé

Jérôme SALOMON



Le Directeur général du travail

Yves STREILLOU



Copie :

Monsieur le préfet de la région Île-de-France

Monsieur le directeur général de l'Agence régionale de santé Île-de-France

ANNEXE 3 : RECHERCHE BIBLIOGRAPHIQUE

Le GECU s'est appuyé sur une recherche bibliographique dans les bases de données Scopus et Pubmed par l'intermédiaire d'algorithmes de recherche élaborés par thèmes.

Le tableau ci-dessous présente le ou les algorithmes utilisés (format Scopus) par thème ainsi que le nombre de références obtenu après suppression des doublons.

Tableau 9 : Résultats de la recherche bibliographique

Questions	Algorithme de recherche	Volume
Contribution de l'exposition au plomb suite à la contamination des surfaces d'espaces publics extérieurs sur les plombémies	(TITLE-ABS-KEY("lead poisoning") OR TITLE-ABS-KEY("blood lead level")) AND (TITLE-ABS-KEY(outdoor) OR TITLE-ABS-KEY(exterior) OR TITLE-ABS-KEY(street) OR TITLE-ABS-KEY(playground)) AND (TITLE-ABS-KEY(dust) OR TITLE-ABS-KEY(soil)) AND PUBYEAR > 2000	70
Contribution de l'exposition au plomb suite à la contamination des surfaces d'espaces publics extérieurs par rapport aux autres sources d'exposition	(TITLE-ABS-KEY(lead)) AND (TITLE-ABS-KEY(exposure)) AND (TITLE-ABS-KEY(outdoor) OR TITLE-ABS-KEY(exterior) OR TITLE-ABS-KEY(street) OR TITLE-ABS-KEY(playground)) AND (TITLE-ABS-KEY(dust) OR TITLE-ABS-KEY(soil)) AND PUBYEAR > 2000 (TITLE-ABS-KEY(lead)) AND (TITLE-ABS-KEY(exposure)) AND (TITLE-ABS-KEY(outdoor) OR TITLE-ABS-KEY(exterior) OR TITLE-ABS-KEY(street) OR TITLE-ABS-KEY(playground)) AND (TITLE-ABS-KEY(aggregate*) OR TITLE-ABS-KEY(total)) AND PUBYEAR > 2000	479
Transfert de la contamination au plomb des surfaces d'espaces publics extérieurs vers les environnements intérieurs	(TITLE-ABS-KEY(lead)) AND (TITLE-ABS-KEY(outdoor) OR TITLE-ABS-KEY(exterior) OR TITLE-ABS-KEY(street) OR TITLE-ABS-KEY(playground)) AND (TITLE-ABS-KEY(indoor) OR TITLE-ABS-KEY(home) OR TITLE-ABS-KEY(residential)) AND (TITLE-ABS-KEY(dust) OR TITLE-ABS-KEY(soil)) AND PUBYEAR > 2000	142
Importance de l'inhalation de particules de plomb remises en suspension après avoir été déposées sur des surfaces d'espaces publics extérieurs	(TITLE-ABS-KEY (lead)) AND (TITLE-ABS-KEY (resuspension)) AND (TITLE-ABS-KEY (surface)) AND (TITLE-ABS-KEY (exposure)) AND PUBYEAR > 2000 (TITLE-ABS-KEY (lead)) AND (TITLE-ABS-KEY (resuspension)) AND (TITLE-ABS-KEY (inhalation)) AND PUBYEAR > 2000	41

732 références ont été obtenues. Sur la base d'une première lecture du titre et du résumé, réalisée par l'Anses, 127 références ont été jugées pertinentes, puis évaluées par les experts également sur la base de la lecture du titre et du résumé. Finalement 31 références ont été jugées pertinentes.

ANNEXE 4 : DESCRIPTION DE L'ETUDE PLOMB-HABITAT

D'après Glorennec *et al.* (2015), les données recueillies ont fait l'objet de stratégies d'analyse différentes selon les objectifs. Toutes les analyses ont inclus les poids de sondage pour exprimer les résultats au niveau, soit de la population d'enfants de six mois à six ans résidant en France métropolitaine, soit des logements correspondant, et ont tenu compte du plan de sondage permettant de calculer les variances de ces estimations. Les poids de sondage ont été redressés (période de construction, région, etc.) par post-stratification afin d'améliorer les estimations. Concernant les relations entre les plombémies et les facteurs de risque, notamment environnementaux, deux types de modélisation ont été mis en œuvre :

- Une première modélisation à visée explicative avait pour objectif d'identifier les facteurs de risque. Pour ce faire, un modèle additif généralisé sur la moyenne de la plombémie a été employé, incluant toutes les variables potentiellement associées à la plombémie. Ensuite, une régression sur différents quantiles (10, 25, 50, 75, 90) de la plombémie a été mise en œuvre pour préciser l'effet de certaines variables importantes ;
- Une seconde modélisation à visée prédictive a également été employée avec toujours un modèle additif généralisé sur la moyenne de la plombémie. Elle visait à estimer l'effet d'une modification des concentrations environnementales sur la plombémie, et n'incluait donc en variables prédictives, présentes conjointement dans le modèle, que les teneurs en plomb dans l'eau, les poussières, les sols, les autres variables (non environnementales) étant conservées pour l'ajustement.

ANNEXE 5 : STRUCTURE DU MODELE BIOCINETIQUE DE AALM

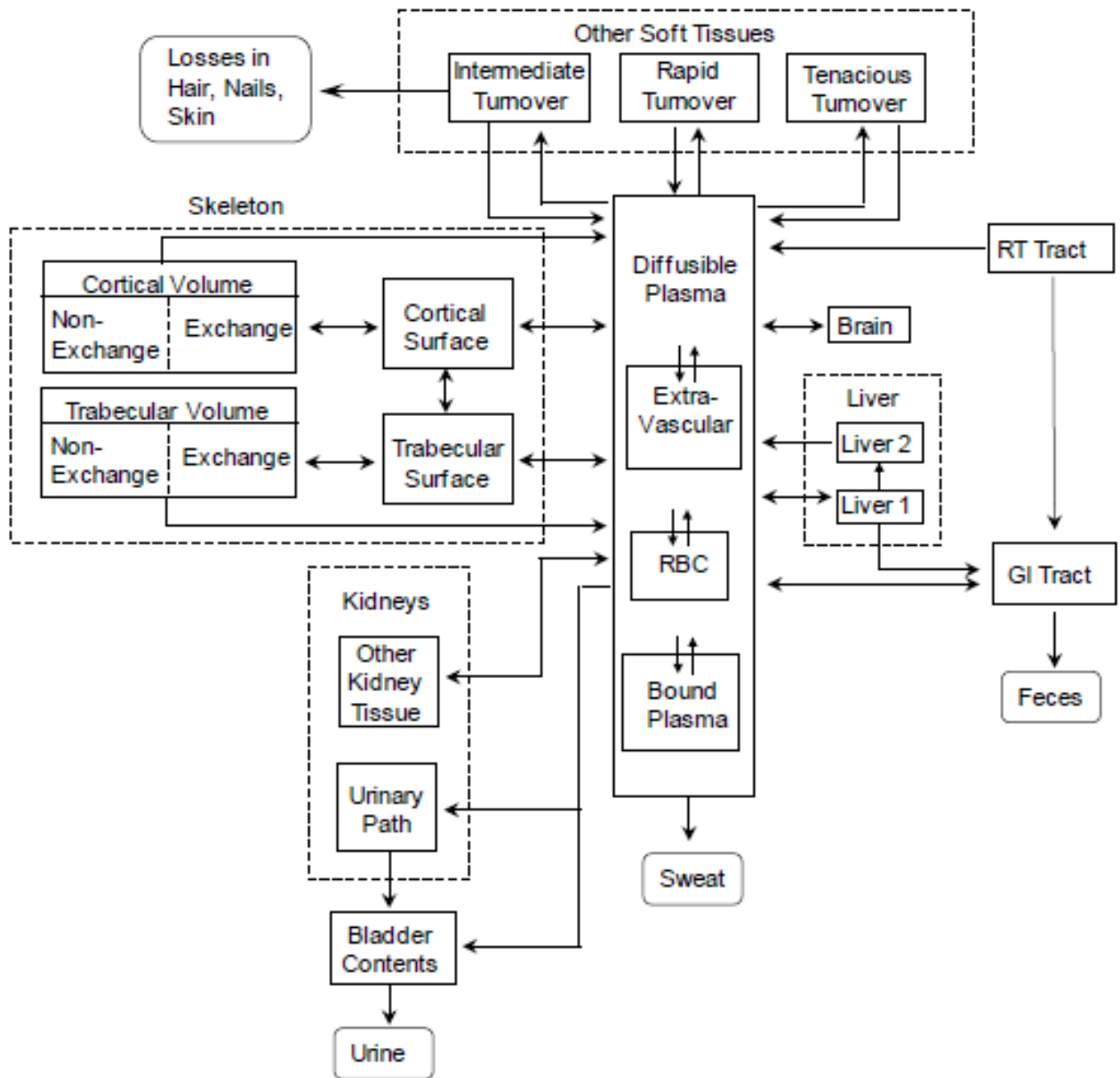


Figure 4 : Représentation graphique du modèle biocinétique du plomb de AALM (US EPA, 2019)

ANNEXE 6 : BIODISPONIBILITE DU PLOMB

Relation entre bio-accessibilité orale et biodisponibilité orale

Seule une partie du plomb présent dans les médias d'exposition sera absorbée par l'organisme et atteindra la circulation systémique, contribuant ainsi à la plombémie.

Il existe une relation entre les notions de bio-accessibilité et biodisponibilité (Figure 5).

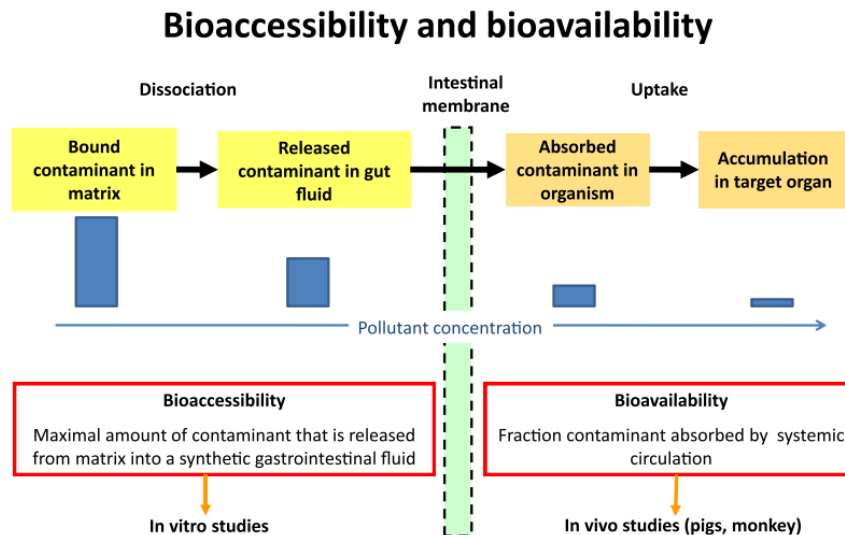


Figure 5 : Relation entre bioaccessibilité et biodisponibilité (d'après Collins *et al.*, 2015)

Dans le cas de l'ingestion de poussières contaminées, la biodisponibilité d'une substance résulte de trois phénomènes successifs (Oomen *et al.*, 2002 ; Grøn *et Andersen*, 2003) :

- La dissolution de la substance dans la salive, les sucs stomacaux et intestinaux (fraction bioaccessible) ;
- L'absorption à travers l'épithélium intestinal ;
- La métabolisation⁸.

Cette relation peut être décrite de la manière suivante :

$$F = F_B \times F_A \times F_H$$

Avec :

- F : fraction de la dose externe qui atteint la circulation sanguine = fraction biodisponible du contaminant (exprimée de 0 à 100 %) ;
- F_B : fraction de la dose externe libérée de la poussière = fraction bioaccessible (0 à 100 %) ;
- F_A : fraction de F_B transportée à travers l'épithélium intestinal (0 à 100 %) ;
- F_H : fraction de F_A ne subissant aucune métabolisation (0 à 100 % ; égale à 100 % dans le cas du plomb inorganique car il n'y a pas de métabolisation).

⁸ Dans la formule de la biodisponibilité, la fraction non métabolisée F_H est prise en compte. De ce fait, il est nécessaire de connaître, notamment pour les polluants organiques, la part qui est métabolisée pour ensuite déterminer F_H qui correspond à F_A à laquelle on soustrait la fraction métabolisée.

La bioaccessibilité représente ainsi une étape du processus complet de biodisponibilité.

Selon que l'on dispose de données de contamination des milieux exprimées en plomb total ou bien en plomb acido-soluble par exemple, le paramétrage du modèle PBPK devra être adapté : en particulier, les valeurs de biodisponibilité du plomb devront être adaptées pour tenir compte de la forme du plomb qui a été mesurée.

Au sein des modèles IEUBK ou AALM, la biodisponibilité du plomb est contrôlée par deux paramètres : la biodisponibilité relative du plomb soluble dans le média d'exposition (aliments, poussières, etc.) et la biodisponibilité absolue du plomb soluble⁹. Dans le modèle AALM, la biodisponibilité relative du plomb soluble dans un média d'exposition est représentée par différents paramètres notés RBA (relative BA), un pour chaque média d'exposition (**Tableau 10**) et la biodisponibilité absolue du plomb soluble par un paramètre noté FI qui est fonction de l'âge (**Tableau 11**). La biodisponibilité par un média s'obtient en multipliant la biodisponibilité relative dans le média par la biodisponibilité absolue. À titre d'exemple, la biodisponibilité du plomb dans du sol ingéré sera égale à 0,23 pour un enfant d'un an ($0,6 * 0,38$). Dans le cadre du plomb acido soluble, il faut remplacer le facteur 0,6 par 1 (0,6 pour plomb total).

Tableau 10 : Biodisponibilité relative du plomb soluble dans plusieurs média d'exposition telle que codée dans le modèle AALM

Média	Biodisponibilité relative
Poussières, peinture	1
Poussières, sol	0,6
Sol	0,6
Aliment	1
Eau	1

Tableau 11 : Biodisponibilité absolue du plomb soluble telle que codée dans le modèle AALM

Âge (année)	Fraction absorbée
0	0,39
0,25	0,39
1	0,38
5	0,17
≥ 10	0,12

⁹ La biodisponibilité absolue se définit comme le ratio de la quantité de substance atteignant le sang à partir d'une voie d'exposition par la quantité totale administrée (par exemple, une quantité de sol contaminé). La biodisponibilité relative est la biodisponibilité par rapport à la biodisponibilité d'un matériau de référence tel que l'acétate de plomb soluble, ou plus souvent en évaluation des risques sanitaires selon la biodisponibilité dans la matrice de l'étude source de la valeur toxicologique de référence. Par définition, le plomb dissous dans l'eau aurait une biodisponibilité relative égale à 1.