



anses

Valeurs guides pour les poussières intérieures (VGPI) - Plomb

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Janvier 2026

Maisons-Alfort, le 8 janvier 2026

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

relatif à l'élaboration de valeurs guides pour les poussières intérieures pour le plomb

*L'Anses met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.
L'Anses contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.
Elle contribue également à assurer d'une part la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux et d'autre part à l'évaluation des propriétés nutritionnelles des aliments.
Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L.1313-1 du code de la santé publique).
Ses avis sont publiés sur son site internet.*

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

Les environnements clos, où les individus passent plus de 80 % de leur temps, présentent une grande diversité de situations d'expositions à des agents chimiques, microbiologiques ou physiques, liées notamment à la nature des matériaux de construction, aux équipements, à l'environnement extérieur immédiat et aux activités des occupants. L'Anses élabore différentes valeurs de référence en France, dont les valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI) fondées sur des critères sanitaires, qui visent à proposer un cadre de référence destiné à protéger la population des effets sanitaires liés à une exposition par inhalation. Afin d'avoir une vision plus large de l'exposition dans les environnements intérieurs, l'Agence s'est engagée dans l'élaboration de valeurs guides pour les poussières intérieures (VGPI) à la suite de l'expertise relative à l'exposition aux poussières sédimentées dans les environnements intérieurs publiée en 2019 (Anses 2019). En effet, l'exposition par ingestion de poussières peut être non négligeable pour une partie de la population, en particulier les jeunes enfants qui, par des contacts main-bouche plus fréquents, peuvent être plus exposés que les autres tranches d'âge de la population. Dans la continuité des travaux antérieurs de l'Agence, **cette expertise porte sur la poussière sédimentée dans les environnements intérieurs, appelée « poussière »** dans la suite de cet avis et définie, **par opposition aux particules en suspension**, comme tout type de particules rencontrées en intérieur sous forme déposée sur les surfaces (sol, meubles, etc.) dans les environnements intérieurs, quelles que soient leurs

origines (naturelle ou anthropique, extérieure ou intérieure) et leur nature chimique (inorganique ou organique).

Dans un premier temps, un travail sur la méthode d'élaboration a été engagé avec l'appui du groupe de travail « VGPI » (GT VGPI) pour ensuite l'appliquer à des substances d'intérêt. Compte tenu d'expertises antérieures et de la littérature scientifique disponible, le plomb et les phtalates apparaissaient être des substances prioritaires à investiguer dans ce cadre. L'exposition par l'ingestion de poussières peut en effet constituer une part significative de l'exposition à ces substances pour une partie de la population.

Dans son nouveau guide méthodologique d'élaboration des valeurs de référence, l'Anses intègre la méthode d'élaboration des VGPI, nouvelles valeurs de référence construites par l'Anses (Anses 2025).

Les VGPI sont des repères, exprimées en concentrations d'un ou plusieurs agent(s) chimique(s) dans la poussière, dont l'utilisation permettra de protéger la santé de la population. Elles sont élaborées sous forme de propositions de niveaux de protection gradués, dont le choix relève du gestionnaire de risques.

Les VGPI sont construites pour des expositions à long terme par voie orale, sur des scénarios d'exposition de la vie quotidienne, visant à faciliter la gestion courante des concentrations élevées des contaminants dans la poussière. Elles permettent ainsi d'aider à l'interprétation des résultats de mesures réalisés dans des environnements intérieurs.

Les travaux rapportés dans ce document et le rapport qui l'accompagne résultent de la mise en œuvre pour le plomb de la méthode d'élaboration des VGPI. Il convient de préciser que les poussières contenant du plomb (CAS n° 7439-92-1) pouvant être présent sous différentes formes chimiques¹ qui seront toutes dénommées « plomb » dans l'ensemble du document.

2. ORGANISATION DE L'EXPERTISE

Pour conduire ces travaux d'expertise, différents collectifs ont été mobilisés :

- le groupe de travail « valeurs guides pour les poussières intérieures (VGPI) » qui a mené la réflexion méthodologique pour l'élaboration de VGPI et a appliqué la méthode pour le plomb et les phtalates ;
- le CES « valeurs sanitaires de référence », appelé CES VSR, qui a la charge de l'élaboration et de la validation des diverses valeurs de référence pour lesquelles l'Anses est sollicitée (Valeur Toxicologique de Référence (VTR), Valeur Limite d'Exposition Professionnelle (VLEP), Valeur Limite Biologique (VLB), Valeur d'Imprégnation Populationnelle (VIP), Valeur Guide de Qualité d'Air Intérieur (VGAi), valeurs guides pour les poussières intérieures (VGPI), Derived No Effect Level (DNEL)) qui a adopté les travaux du GT VGPI ;

¹ Les dérivés du plomb dont l'utilisation rend possible sa présence dans les poussières sont principalement des dérivés inorganiques (sels de plomb, principalement sulfate : PbSO_4 , carbonates : PbCO_3 , $(\text{PbCO}_3)_2 \cdot \text{Pb}(\text{OH})_2$, oxydes de plomb(II), de plomb(IV) et mixtes de plomb(II, IV) : PbO , PbO_2 , Pb_3O_4 , Pb_2O_3 , et sulfure de plomb : PbS), sinon quelques dérivés organométalliques (acétate, oléate et stéarate).

- le groupe de travail « Métrologie » qui a évalué les méthodes de mesures disponibles pour la comparaison des niveaux d'exposition dans les poussières intérieures au regard des VGPI proposées ;
- le CES « Évaluation des risques liés aux milieux aériens », appelé CES Air, qui a adopté les travaux du GT Métrologie et formulé des recommandations sur la base des données existantes relatives aux méthodes de mesure du plomb pour comparaison aux niveaux de concentrations recommandés avec les VGPI.

Ces travaux ont été présentés aux deux CES sollicités entre novembre 2023 et janvier 2025. Le CES VSR a validé les propositions de VGPI pour le plomb le 27 juin 2024. Le CES Air a validé les recommandations relatives aux méthodes de mesure du plomb en lien avec les VGPI proposées, lors de la séance du 28 janvier 2025.

Méthode d'expertise

La démarche générale d'élaboration de VGPI est résumée ci-dessous (Anses 2025) :

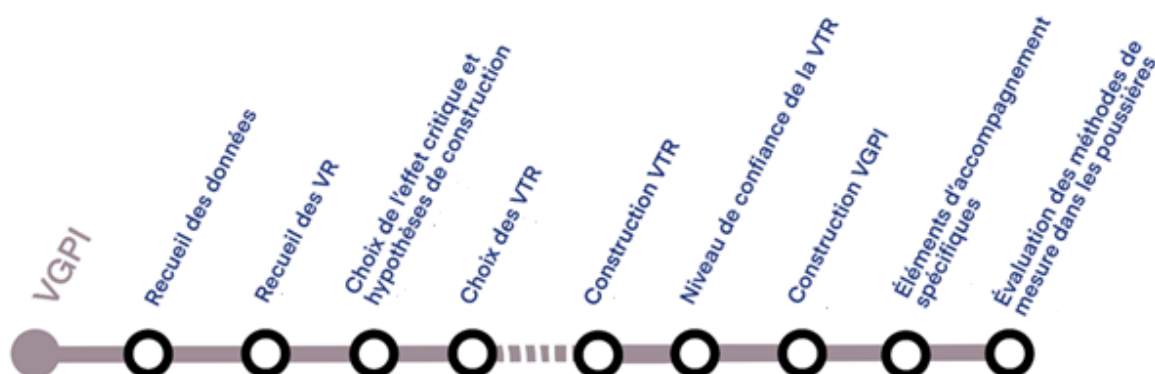


Figure 1 : Méthode d'élaboration des VGPI (Anses 2025)

Si à l'étape du choix des VTR aucune valeur n'est disponible ou jugée de qualité suffisante, une VTR est construite par l'Anses.

L'évaluation des méthodes de mesure du plomb dans les poussières a été réalisée selon la démarche élaborée par l'Anses et détaillée dans le rapport méthodologie (Anses 2025).

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 : <https://dpi.sante.gouv.fr/>.

La présente saisine (n°2022-MPEX-0031) fait apparaître un lien d'intérêt induisant un risque potentiel de conflit pour deux experts du CES VSR. De ce fait, ces experts n'ont pas participé à l'examen des travaux découlant de la saisine concernée.

3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU CES VSR ET DU CES AIR

3.1. Élaboration des VGPI pour le plomb par le GT VGPI et le CES VSR

▪ Synthèse des effets sur la santé

Les VGPI étant construites pour des expositions chroniques, la synthèse des effets sur la santé s'intéresse uniquement à la toxicité chronique. Les principaux éléments sont décrits ci-après, la toxicité du plomb étant par ailleurs bien documentée dans les monographies de divers organismes (ATSDR 2020, INRS 2020, Efsa 2010) et les travaux antérieurs de l'Anses qui se sont intéressés uniquement aux données pour des niveaux de plombémie inférieurs à 100 µg.L⁻¹ (Anses 2013). Il est important de souligner que l'exposition au plomb peut induire des effets sur la santé à de faibles niveaux d'exposition. Les données disponibles ne permettent pas d'établir de seuil clair en deçà duquel aucun effet sur la santé n'est attendu.

Le plomb pénètre dans l'organisme essentiellement par voies orale et respiratoire. L'imprégnation des individus au plomb, est évaluée par la détermination de la concentration sanguine du plomb, appelé plombémie.

Le saturnisme correspond à une imprégnation excessive des individus, en particulier des enfants, au plomb. Cette substance est toxique pour l'organisme, même à faible concentration. Chez les enfants, une imprégnation correspondant à 50 µg de plomb par litre de sang entraîne une déclaration obligatoire du cas, ainsi que des mesures d'intervention pour réduire l'exposition².

Effets cardiovasculaires : l'effet de l'exposition au plomb sur l'augmentation de la pression artérielle chez l'adulte est le plus documenté dans les études épidémiologiques, avec des résultats cohérents d'associations positives rapportés dans plusieurs études.

Effets hématologiques : les effets sur le système hématopoïétique associés à l'exposition au plomb passent par une inhibition des enzymes de synthèse de l'hème, le composant essentiel de l'hémoglobine. Les effets sont dose-dépendants et se manifestent par une inhibition de l'acide δ-aminolévulinique déshydratase (ALAD), une inhibition de la chélation du fer dans l'hème, une réduction des concentrations d'hémoglobine et une anémie.

Effets rénaux : l'exposition au plomb peut entraîner une altération de la fonction rénale et contribuer au développement d'une maladie rénale chronique chez l'adulte. Quelques études chez l'enfant montrent également une diminution du taux de filtration glomérulaire associée à l'exposition au plomb.

Effets neurologiques : plusieurs études épidémiologiques chez l'enfant et l'adulte rapportent des résultats cohérents d'association entre la plombémie et la diminution des fonctions cognitives (apprentissage et mémoire y compris la diminution du quotient intellectuel (QI)), l'altération de l'humeur et des comportements (déficits d'apprentissage, déficits d'attention, de l'hyperactivité, des comportements autistiques, des troubles du comportement) et une altération des fonctions neuromotrices/neurosensorielles.

Reprotoxicité et toxicité sur le développement : à la suite d'expositions professionnelles, les études épidémiologiques menées chez l'homme montrent des preuves cohérentes d'effets sur les spermatozoïdes (production, motilité, viabilité et morphologie), la quantité et la composition du sperme, les niveaux d'hormones reproductives sériques, la gravité des effets augmentant

² [Saturnisme · Inserm, La science pour la santé](#)

avec l'augmentation de la plombémie. Les effets résultant d'expositions environnementales chez la femme sont moins bien documentés.

Concernant les effets sur le développement, les études épidémiologiques s'intéressant à l'effet de l'exposition au plomb *in utero* sont nombreuses avec des résultats cohérents sur le retard de la puberté et des résultats mitigés sur la taille du nourrisson à la naissance et les mesures anthropométriques chez les enfants. Ces études portaient essentiellement sur une exposition non professionnelle.

Génotoxicité : les études disponibles ne montrent pas d'effets génotoxiques corrélés avec la plombémie.

Cancérogénicité : le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a classé les composés inorganiques du plomb comme probablement cancérogènes pour l'Homme (groupe 2A) et les composés organiques du plomb comme non classables quant à leur cancérogénicité pour l'Homme (groupe 3). Les résultats des études épidémiologiques ayant recherché des associations entre l'exposition au plomb et le risque de cancer du poumon, du cerveau, de l'estomac, du rein et de la vessie ne sont pas cohérents et difficiles à interpréter en raison de facteurs de confusion non pris en compte dans les analyses.

Population sensible : Globalement, les enfants sont plus vulnérables que les adultes aux effets du plomb pour plusieurs raisons :

- une plus grande proportion du plomb ingéré est absorbée par le tractus gastro-intestinal des enfants ;
- la barrière hémato-encéphalique est plus perméable au plomb chez l'enfant que chez l'adulte;
- le système nerveux en développement est plus vulnérable aux effets toxiques du plomb que le système nerveux mature.

▪ Construction des VGPI pour le plomb

L'effet critique retenu – survenant aux plus faibles doses chez la population la plus sensible, en l'occurrence les enfants – est la **neurotoxicité**, estimée au niveau d'une population par la diminution de la valeur moyenne du QI (quotient intellectuel).

Les données épidémiologiques ne fournissent pas la preuve de l'existence d'un seuil pour les effets neurodéveloppementaux observés chez l'enfant. Cependant, l'approche conventionnelle proposée pour les effets sans seuil consistant à réaliser une extrapolation aux faibles doses pour calculer un excès de risque unitaire (ERU) n'est pas applicable ici, l'effet critique retenu (perte d'un point de QI) correspondant au niveau le plus fin de l'échelle de Wechsler (1944).

Les VGPI sont calculées selon l'équation suivante :

$$VGPI = \frac{VTR \times P_{\text{poussière}}}{\frac{Q}{PC} \times B}$$

Où :

VGPI : valeur guide pour les poussières intérieures, exprimée en $\mu\text{g.g}_{\text{poussière}}^{-1}$

VTR : valeur toxicologique de référence, exprimée en $\mu\text{g.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$, ou point de départ (NOAEL, BMD, BMDL, LOAEL³) associé à des facteurs d'incertitudes

$P_{\text{poussière}}$: part de la VTR attribuée à l'exposition à la poussière

B : bioaccessibilité relative⁴

Q : masse de poussière ingérée par jour, exprimée en $\text{g}_{\text{poussière}}.\text{j}^{-1}$

PC : poids corporel, exprimé en kg

L'analyse des VTR et des points de départ existants a conduit à choisir la valeur proposée par l'Efsa en 2010 établie à partir d'études épidémiologiques utilisant la plombémie comme mesure de l'exposition. Il s'agit d'une BMDL₀₁ de **12 $\mu\text{g.L}^{-1}$** , équivalente à **0,50 $\mu\text{g.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$** en dose orale, à laquelle est appliquée un facteur d'incertitude total de 1 ($Fl_{L/B} = 1$, $Fl_A = 1$; $Fl_H = 1$)⁵. Cette valeur étant exprimée en plombémie, l'ajustement de bioaccessibilité n'est donc plus nécessaire ($B = 1$).

Les enfants sont les plus exposés par voie orale et les plus sensibles au plomb. Les VGPI pour le plomb sont donc calculées, selon une approche protectrice, pour la classe d'âge 6-12 mois, classe d'âge qui a le rapport Q/PC le plus défavorable (Anses 2026). En vue d'une approche probabiliste pour l'établissement des VGPI, les paramètres humains d'exposition liés à la classe d'âge 6-12 mois ont été utilisés selon les principes suivants :

- le poids corporel suit une loi normale de moyenne 8,6 kg et avec un percentile 90 (P90) de 10,6 kg pour les 6-12 mois (valeurs issues de l'enquête SFAE 2013 (Bocquet *et al.* 2014)) ;
- la masse de poussière ingérée par jour est supposée suivre une loi log-normale de moyenne géométrique 40 mg.j^{-1} et avec un percentile 95 de 100 mg.j^{-1} selon l'*Exposure Factors Handbook* de l'US EPA (2017).

L'exposition par ingestion de poussière représente plus de 80 % de l'exposition chez les 10 % d'enfants de 6 mois à 3 ans les plus exposés (Vanacker *et al.* 2020). La méthode d'élaboration des VGPI proposant une valeur comprise entre 20 et 80 % de la part de la VTR attribuée à la poussière, un $P_{\text{poussière}}$ de 80 % est retenu.

Considérant que le choix de niveau de protection de la population relève du gestionnaire de risque, le GT propose des VGPI visant la protection de 90, 95 ou 99 % de la population d'enfants de 6 à 12 mois simulée par tirage stochastique ($VGPI_{90}$, $VGPI_{95}$ et $VGPI_{99}$ dans le Tableau 1). Dans cet objectif, des simulations de Monte Carlo ont été réalisées au moyen de l'utilitaire Crystal Ball version 11.1.2.4.850 d'Excel® afin de calculer une distribution de VGPI.

³ BMD = Benchmark Dose, BMDL = Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la BMD, NOAEL = *No observed adverse effect level*, LOAEL = *Lowest observed adverse effect level*

⁴ La bioaccessibilité relative est définie comme le rapport entre la bioaccessibilité de l'agent chimique dans la matrice considérée et de celle de l'agent chimique dans la matrice de l'étude ayant servi de base pour l'élaboration de la VTR.

⁵ Fl_A : Facteur d'incertitude lié à la variabilité inter-espèces ; Fl_H : Facteur d'incertitude lié à la variabilité interindividuelle ; $Fl_{L/B}$: Facteur d'incertitude lié au type de PoD

Tableau 1 : VGPI pour le plomb acido-soluble exprimées en concentrations massiques

Étude-clé	Effet critique	VGPI (plomb acido-soluble)	Seuil de protection (dénomination)
Méta-analyse de Lanphear <i>et al.</i> (2005)	Neurotoxicité (baisse d'un point de QI)	43 $\mu\text{g.g}^{-1}$	90 % (VGPI ₉₀)
		33 $\mu\text{g.g}^{-1}$	95 % (VGPI ₉₅)
		20 $\mu\text{g.g}^{-1}$	99 % (VGPI ₉₉)

Concernant la matrice poussière, il est préconisé une mesure de plomb acido-soluble ; ce mode de mesure détermine directement le plomb bioaccessible⁶. Pour être utilisées sur le terrain, où les mesures de plomb dans les poussières sont exprimées en concentrations surfaciques, les VGPI massiques peuvent être converties en VGPI surfaciques grâce à l'empoussièrément : masse de poussière par unité de surface. Celui-ci devrait être idéalement mesuré ; par défaut une valeur issue de la littérature de 0,2516 $\text{g}_{\text{poussière.m}^{-2}}$ (Giovannangelo *et al.* 2007) peut être utilisée. En considérant cet empoussièrément, les VGPI ont ainsi été converties et exprimées en $\mu\text{g.m}^{-2}$. Elles peuvent être utilisées, mais une incertitude demeure sur les modalités de conversion (**Annexe 1**).

Les VGPI exprimées en plomb acido-soluble peuvent également être converties en VGPI exprimées en plomb total en leur appliquant un facteur multiplicatif de 1,25 (**Annexe 2**). Ce coefficient a été calculé sur la base de l'acido-solubilité moyenne du plomb dans les poussières des logements en France (Glorennec *et al.* 2012)

▪ Mise en perspective des VGPI construites

- Avec les autres valeurs existantes

Le Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP 2014, 2021) recommande de dépister le saturnisme infantile chez les enfants dont la concentration en plomb sur les surfaces du domicile est supérieure à 70 $\mu\text{g.m}^{-2}$ en plomb total, ou 56 $\mu\text{g.m}^{-2}$ en plomb acido-soluble en divisant la concentration en plomb total par 1,25 comme suggéré par le HCSP (2021). Ces valeurs correspondent à une probabilité moyenne de 5 % de dépasser la plombémie de 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Les concentrations (70 $\mu\text{g.m}^{-2}$ Pb total ; 56 $\mu\text{g.m}^{-2}$ de plomb acido-soluble) devant entraîner un dépistage sont plus élevées que les VGPI car elles sont associées à une plombémie plus élevée, alors que les VGPI sont établies par rapport à une plombémie de 12 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (0,5 $\mu\text{g.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ en dose ingérée).

L'arrêté du 12 mai 2009 relatif au contrôle des travaux en présence de plomb, réalisés en application de l'article L. 1334-2 du code de la santé publique, fixe à 1 000 $\mu\text{g.m}^{-2}$ de plomb acido-soluble la concentration surfacique à ne pas dépasser après travaux d'enlèvement de sources de plomb. Les VGPI sont évidemment plus faibles que cette valeur réglementaire qui ne repose pas sur des critères sanitaires, et dont le HCSP a recommandé qu'elle soit abaissée à 70 $\mu\text{g.m}^{-2}$ de plomb total (56 $\mu\text{g.m}^{-2}$ de plomb acido-soluble), d'une part par cohérence avec la concentration en plomb des poussières devant entraîner un dépistage du saturnisme infantile, et d'autre part car elle est atteignable par les procédés habituels de nettoyage. Des

⁶ La bioaccessibilité orale est la fraction de composés qui est extraite (mise en solution) par les fluides digestifs au niveau du système salivaire et du tractus gastro-intestinal.

travaux conduits aux États-Unis indiquent en effet qu'après travaux dans un bâtiment, les concentrations surfaciques de plomb dans les espaces intérieurs peuvent, sans difficulté, être réduites en-deçà de $5 \mu\text{g}\cdot\text{ft}^{-2}$ (environ $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) en utilisant les procédés habituels de nettoyage (HCSP 2021).

- **Avec les concentrations mesurées en France**

Les médiane et centile 75 des concentrations en plomb acido-soluble dans des logements accueillant au moins un enfant âgé de 6 mois à 6 ans sont respectivement de 7,3 et $16,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ (Lucas *et al.* 2012). Les VGPI proposées sont donc fréquemment dépassées. La médiane mesurée dans cette étude correspond environ à la VGPI₉₅ (surfacique).

Les médiane et centiles 75 et 95 des concentrations en plomb acido-soluble dans les écoles (OQAI 2019) sont respectivement de 6,1, 10,7 et $34,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$, après prélèvement par lingette. Les VGPI proposées sont donc là aussi fréquemment dépassées. Par exemple, environ 25 % des écoles dépassaient la VGPI₉₀ (surfacique).

Exprimées en concentration massique, les médianes et centiles 75 et 95 des concentrations en plomb acido-soluble dans les écoles (OQAI 2019) sont respectivement de 18,8, 31,2 et $46,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, après prélèvement par aspiration. Les VGPI proposées sont donc là encore fréquemment dépassées. Par exemple, plus de 50 % des écoles dépassaient la VGPI₉₀ (massique).

Plus de la moitié (médiane de $14,6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) des plombémies des enfants de 6 mois à 6 ans dépassaient la VTR interne (plombémie de $12 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) en 2008-2009 dans l'étude Saturn'inf (Etchevers *et al.* 2014). De même, 25 % des plombémies des enfants de 6 à 17 ans dépassaient la VTR en 2014-2016 dans l'étude Esteban (Oleko *et al.* 2020). Il est donc cohérent que les VGPI soient dépassées dans les logements et les écoles puisque la poussière est fortement contributrice à l'exposition pour les enfants.

3.2. Accompagnement métrologique des VGPI par le GT métrologie et le CES Air

▪ Sources d'émission et concentrations dans les environnements intérieurs et extérieurs

Le plomb est présent dans la croûte terrestre et dans tous les compartiments de la biosphère. Néanmoins, les rejets atmosphériques sont principalement anthropiques. Dans les sols, la présence de plomb est naturelle ou résulte des retombées atmosphériques actuelles ou passées liées aux émissions industrielles et à la combustion d'essence contenant du plomb jusqu'à son interdiction et localement des déchets industriels solides provenant de l'extraction de minerai de plomb, du recyclage des batteries électriques ou de l'affinage de plomb. La détérioration de la peinture à base de plomb recouvrant des surfaces peintes constitue également une source de pollution par le plomb dans les sols (Ineris 2016).

Les bâtiments anciens, les monuments historiques, les établissements recevant du public peuvent être, notamment lorsqu'ils font l'objet d'importants travaux de rénovation ou d'un sinistre tel qu'un incendie, à l'origine de poussières de plomb susceptibles de se déposer sur les espaces publics : voirie, trottoirs, mobilier urbain, etc.

Du fait de son utilisation abondante dans le passé pour des peintures et canalisations d'eau notamment, le plomb peut être présent dans des habitations anciennes. La population est en outre exposée par l'alimentation, l'eau de boisson, les poussières extérieures apportées au domicile par les vêtements des travailleurs exposés par leur activité (Ineris 2016), ou par transport des poussières du sol extérieur vers les logements. L'exposition par ingestion de poussières peut être majoritaire (bien au-delà des 30 % nécessaires pour considérer comme pertinente l'élaboration d'une VGPI) chez les enfants les plus exposés en France (Glorennec *et al.* 2016, Vanacker *et al.* 2020), mais également aux États-Unis d'Amérique (Zartarian *et al.* 2017). Certaines personnes peuvent avoir de surcroît une exposition spécifique, du fait de leur activité professionnelle, mais aussi de leur habitat ou lieu de vie ou de leurs loisirs etc.

Les concentrations mesurées en France dans les logements accueillant au moins un enfant âgé de 6 mois à 6 ans et les écoles à l'occasion de la campagne « Plomb-habitat » (2008-2009) et de la campagne « écoles » (2013-2017) conduites par l'Observatoire de qualité de l'air intérieur (OQAI) sont présentées dans le tableau 2.

Tableau 2 : Concentrations en plomb mesurées dans les poussières des logements et des écoles en France

Référence (Environnement), n, (période)	Méthode de mesure	LQ	Concentrations surfaciques ($\mu\text{g.m}^{-2}$)		Concentrations massiques ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	
			Plomb total	Plomb acido-soluble	Plomb total	Plomb acido-soluble
Glorennec <i>et al.</i> 2012, Lucas <i>et al.</i> 2012 (Logements) n = ⁽¹⁾ (2008-2009)	Prélèvement par lingette, minéralisation séquentielle, ICP-MS	1 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (plomb acido-soluble) 2 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (plomb total)	Min. < LQ P5 < LQ P25 = 4 Méd. = 9 P75 = 17 P90 = 39 P95 = 63 Max. = 1412 Moy. Arithmétique = 18,8	P5 = 1,4 P25 = 3 Méd. = 7 P75 = 14,3 P95 = 41 Moy. Arithmétique = 13,7	Non mesurées	Non mesurées

Référence (Environnement), n, (période)	Méthode de mesure	LQ	Concentrations surfaciques ($\mu\text{g.m}^{-2}$)		Concentrations massiques ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	
			Plomb total	Plomb acido- soluble	Plomb total	Plomb acido- soluble
OQAI 2019 (Ecoles) n = (2) (2013-2017)	Prélèvements par lingettes et par aspiration (tamisage 100 μm), minéralisation séquentielle, ICP-MS	1,8 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (plomb total) 0,9 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (plomb acido- soluble) 5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (plomb total) 1,7 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (plomb acido- soluble)	P5 = 2,1 P25 = 4,9 Méd. = 8 P75 = 13,2 P95 = 43,2 Moy. Arithmétique (+/- SD) = 16,2 +/- 1,1	P5 = 1,8 P25 = 3,6 Méd. = 6,1 P75 = 10,7 P95 = 34,5 Moy. Arithmétique (+/- SD) = 13,2 +/- 0,8	P5 = 29,2 P25 = 44,7 Méd. = 64,7 P75 = 96,6 P95 = 226 Moy. Arithmétique (+/- SD) = 91,4 +/- 4,2	P5 = 18,8 P25 = 31,2 Méd. = 46,3 P75 = 70,8 P95 = 179 Moy. Arithmétique (+/- SD) = 67,6 +/- 3,8

(1) Les valeurs rapportées sont celles établies pour un échantillon redressé de 3 453 789 logements pour les concentrations surfaciques en plomb total (n observé = 471) et un échantillon redressé de 3 449 152 logements pour les concentrations surfaciques en plomb acido-soluble (n observé = 471).

(2) Les valeurs rapportées sont celles établies pour un échantillon redressé de 67 299 écoles pour les concentrations surfaciques en plomb total (n observé = 301 écoles), un échantillon redressé de 63 945 écoles pour les concentrations surfaciques en plomb acido-soluble (n observé = 288 écoles) et un échantillon redressé de 65 532 écoles (n observé = 295 écoles) pour les concentrations massiques.

Les poussières constituent une source d'exposition pouvant dépasser l'alimentation pour les populations les plus exposées. Plusieurs études montrent que l'ingestion de poussière peut être un fort contributeur de l'exposition totale au plomb. En France, une contribution de plus de 50 % est mise en évidence à partir de niveau d'exposition dépassant la médiane globale pour les enfants âgés de six mois à trois ans, contribution augmentant pour les plus exposés.

▪ Évaluation des méthodes de mesure de concentration du plomb dans les poussières

Le principe général de l'évaluation des méthodes de mesure est présenté en **Annexe 3**.

Les VGPI proposées par l'Anses étant exprimées en concentrations massiques du plomb acido-soluble, les méthodes de mesures doivent permettre d'obtenir ce type de données. Néanmoins, ces VGPI peuvent être converties en concentration surfacique du plomb acido-soluble, ou en concentration massique ou surfacique du plomb total. Les méthodes recensées couvrent cette diversité de mesure possible pour caractériser le niveau de plomb dans les poussières.

- Recensement des méthodes de mesure

Les protocoles identifiés abordent principalement la question du prélèvement des poussières et ne décrivent pas, pour la quasi-totalité, les étapes de minéralisation ni d'analyse. Les méthodes de mesures recensées ne diffèrent donc essentiellement que par la technique de prélèvement mise en œuvre. C'est pourquoi les méthodes sont par la suite discriminées selon la technique de prélèvement préconisée (**Annexe 4**).

Deux méthodes de prélèvement ont été identifiées pour la comparaison aux VGPI : l'essuyage, principalement par lingettes (méthode A), et l'aspiration (méthode B). La méthode de prélèvement par lingettes, humidifiées avec un solvant ou de l'eau, est la méthode de prélèvement reprise dans la plupart des protocoles identifiés. Cette méthode offre l'avantage d'être simple et rapide à mettre en œuvre, cependant elle ne peut être utilisée que sur les surfaces dures et peu rugueuses (Anses 2020). En France, cette méthode fait l'objet de la norme NF X 46-032 (2008), spécifiquement dédiée à la mesure du plomb dans les poussières au sol et permet une détermination d'une concentration surfacique de plomb (acido-soluble ou total selon les conditions de minéralisation).

La méthode par aspiration peut également être mise en œuvre, bien qu'il n'ait pas été identifié de protocole spécifique au plomb. Cette méthode est onéreuse et lourde à mettre en œuvre mais elle offre l'avantage de pouvoir être utilisée sur tout type de revêtement de sol et de permettre la détermination d'une concentration massique et surfacique de plomb (acido-soluble ou total selon les conditions de minéralisation) (Anses 2020).

D'autres protocoles ne traitant ni du prélèvement, ni de l'analyse ont été identifiés mais apportent des compléments d'informations sur des points particuliers de mise en œuvre des méthodes recensées. La norme ASTM E1792-24 (2024) détaille des spécificités pour des lingettes utilisées pour des prélèvements de poussières au sol en vue de déterminer la teneur en plomb surfacique. Concernant le prélèvement, cette norme renvoie à la norme ASTM E1728 (2024). La méthode de minéralisation et la technique analytique ne sont pas mentionnées. Les protocoles ASTM E1644-21 (2021), ASTM E1979-21 (2021), ASTM E2913/E2913M-21 (2021) et ASTM E2914/E2914M-21 (2021) ne décrivent quant à eux que la méthode de minéralisation pour l'analyse du plomb total. Ils recommandent l'ICP-AES ou la SAA-flamme comme technique analytique sans plus de détail. L'analyse par ICP-MS a été mise en œuvre dans différentes études (Glorennec *et al.* 2012, OQAI 2019) mais qu'aucun protocole décrivant sa validation n'a été identifié.

- Évaluation des méthodes de mesure

Les VGPI proposées par l'Anses étant exprimées en concentrations massiques, les méthodes de mesures de la concentration massique du plomb acido-soluble doivent être validées sur les intervalles de concentration suivants :

- De 4,3 à 86 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (VGPI₉₀)
- De 3,3 à 66 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (VGPI₉₅)
- De 2,0 à 40 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (VGPI₉₉)

Au regard des VGPI converties proposées par l'Anses :

- les méthodes permettant une mesure surfacique du plomb acido-soluble doivent être validées sur les intervalles de concentrations suivants :
 - De 1,1 à 22 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI₉₀)
 - De 0,8 à 16 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI₉₅)
 - De 0,5 à 10 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI₉₉)
- les méthodes permettant une mesure massique du plomb total doivent être validées sur les intervalles de concentrations suivants :
 - De 5,4 à 108 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (VGPI₉₀)
 - De 4,1 à 82 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (VGPI₉₅)
 - De 2,5 à 50 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (VGPI₉₉)

- les méthodes permettant une mesure surfacique du plomb total doivent être validées sur les intervalles de concentrations suivants :
 - De 1,4 à 28 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI₉₀)
 - De 1,0 à 20 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI₉₅)
 - De 0,6 à 12 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI₉₉)

Méthode A : Prélèvement par essuyage

Cette méthode est décrite par 9 protocoles. Il est à noter que cette technique ne permet pas de connaître précisément la granulométrie des poussières prélevées.

Les prélèvements sont réalisés par lingettes dans 8 des 9 protocoles. Le protocole VDI 4300-8 préconise l'utilisation de mousses (mousses de polyuréthane), de serviettes en papier ou de serviettes domestiques. Le protocole OSHA ID 125G est le seul protocole à décrire les étapes de prélèvement, de minéralisation et d'analyse. La norme NF-X 46-032 décrit les étapes de prélèvement et de minéralisation, tandis que les autres protocoles ne décrivent que le prélèvement.

L'évaluation de la méthode a été réalisée au regard des données de validation disponibles dans le protocole OSHA ID 125G, seul protocole parmi les 9 recensés à fournir des données de validation. Ce protocole préconise l'emploi de lingettes Ghostwipes® ou répondant aux critères du protocole ASTM E1792-24, suivi d'une minéralisation totale du plomb et d'une analyse par ICP-AES. Il a été validé pour une surface de prélèvement de 100 cm². Ce protocole étant destiné aux mesures de plomb surfacique dans les environnements de travail, les données de validation ont été obtenues avec des quantités de plomb élevées (1,8 μg à 1000 μg) correspondant à des concentrations surfaciques plus élevées (0,180 à 100 mg.m⁻²) que celles habituellement rencontrées dans les environnements intérieurs.

La limite de quantification, pour une surface de 100 cm², est de 180 $\mu\text{g.m}^{-2}$ incompatible avec les domaines des VGPI recommandées.

Les autres protocoles, qui n'abordent que le prélèvement des poussières ou que la minéralisation pour le protocole NF X 46 032, n'apportent pas d'informations complémentaires. Ces éléments conduisent à classer la méthode A « prélèvement par essuyage » en catégorie 3.

Le protocole OSHA ID-125 G préconise l'utilisation d'un gabarit de 100 cm². L'utilisation d'un gabarit plus grand permettrait de diminuer la limite de quantification, en veillant toutefois à l'état de conservation et d'humidité de la lingette. Les tailles maximales de gabarits présentées dans les protocoles identifiés sont de 0,10 m², voire 0,16 m².

Par ailleurs, la technique d'analyse par ICP-MS devrait permettre une plus grande sensibilité mais cette technique, associée à un prélèvement par lingette, n'est pas décrite dans les protocoles recensés. Il est à noter que les conditions de minéralisation préconisées dans le protocole OSHA ID 125G sont très agressives pour l'analyseur et ne peuvent être mises en œuvre telles quelles en vue d'une analyse par ICP-MS. Les conditions décrites dans la littérature décrivant l'analyse séquentielle du plomb acido-soluble et du plomb total pour une analyse par ICP-MS sont moins agressives (Le Bot *et al.* 2010, Le Bot *et al.* 2011). Ces études présentent quelques données de validation.

Cette procédure de minéralisation et cette technique analytique ont été mises en œuvre dans des campagnes à large échelle de mesure du plomb dans les poussières de logements (Glorennec *et al.* 2012) et dans les écoles (OQAI 2019). Dans ces campagnes de mesure,

l'utilisation de lingettes pour le prélèvement de poussières dans les logements et les écoles à l'aide d'un gabarit de 0,1 m², suivi d'une analyse par ICP-MS a permis d'obtenir une LQ de 1 à 1,8 µg.m⁻² pour le plomb total et de 0,9 µg.m⁻² pour le plomb acido-soluble, ce qui permet d'atteindre :

- pour le plomb acido-soluble 0,1 fois la VGPI₉₀ et quasiment 0,1 fois la VGPI₉₅ (surfaciques) ;
- pour le plomb total 0,1 fois les VGPI₉₀ et VGPI₉₅ (surfaciques).

Une attention particulière doit être portée par les opérateurs à la teneur en plomb contenue dans les lingettes avant prélèvement. Le critère de la norme ASTM E1792-24 (2024) indiquant que les lingettes doivent avoir une teneur en plomb inférieure à 1,0 µg n'est pas suffisant. En effet, les LQ calculées pour atteindre 0,1 x VGPI vont de 0,005 à 0,11 µg de plomb acido-soluble et de 0,006 à 0,14 µg de plomb total, selon le gabarit (0,1 ou 0,01 m²) et la valeur de la VGPI.

Les concentrations de blanc mesurés dans la lingette doivent être inférieurs aux valeurs de LQ. Il convient sinon de vérifier l'homogénéité du lot de lingettes et de procéder à une soustraction de la concentration du blanc. Ces éléments renforcent la nécessité d'utiliser des gabarits de 0,1 m² et une méthode avec une sensibilité suffisante.

Méthode B : Prélèvement par aspiration

Décrite par 5 protocoles, cette méthode repose sur un prélèvement par aspiration. Les protocoles identifiés ne décrivent que l'étape de prélèvement.

Trois protocoles recommandent un protocole de prélèvement par aspiration sur cassette équipée d'un filtre ou d'une membrane reliée à une pompe individuelle de prélèvement. Avec cette technique, la surface aspirée est de taille réduite et l'utilisation d'un gabarit de 100 cm² est recommandée dans le protocole INRS de 2020. Il est à noter que cette technique ne permet pas de connaître précisément la granulométrie des poussières prélevées. Le protocole ASTM D5438-17 recommande quant à lui l'utilisation d'un aspirateur HVS3 qui ne semble cependant désormais plus commercialisé. Les débits et la surface de prélèvement sont plus importants que pour les prélèvements sur cassette. Les échantillons sont passés au tamis (100-mesh) pour sélectionner les poussières de diamètre inférieur à 150 µm.

D'autres dispositifs de prélèvement par aspiration ne faisant pas l'objet de protocoles ont été identifiés dans la littérature. L'US EPA (1995) présente une liste de dispositifs spécialement conçus ou adaptés pour la collecte d'échantillons à des fins d'analyse du plomb dans les poussières. Ces dispositifs sont réservés au domaine de la recherche et ne sont *a priori* pas commercialisés.

Les protocoles identifiés ne présentent aucune donnée de validation. Ces éléments conduisent à classer la méthode B « prélèvement par aspiration » en catégorie 3 au regard de l'ensemble des VGPI.

Les données disponibles dans la littérature montrent que l'utilisation de cette méthode en ayant recours à un aspirateur avec embout dédié (tamisage à 100 µm), suivi d'une analyse par ICP-MS a permis d'atteindre une LQ de (OQAI 2019) :

- pour le plomb acido-soluble, 0,1 fois la VGPI₉₀, la VGPI₉₅ et la VGPI₉₉ (massique) ;
- pour le plomb total, 0,1 fois la VGPI₉₀ (massique).

3.3. Conclusions

Le CES « Air » souligne :

- que l'ingestion de poussière contribue de manière non négligeable à l'exposition totale pour une partie de la population notamment les enfants les plus exposés, ce qui justifie l'intérêt de disposer d'une VGPI ;
- que les VGPI massiques proposées sont fréquemment dépassées : environ 50 % des écoles dépassent la VGPI₉₀ de 43 $\mu\text{g.g}^{-1}$ d'après les données de la campagne école (OQAI 2019).

Concernant les deux méthodes de mesure de concentration du plomb dans la poussière évaluées au regard des VGPI proposées et discriminées selon la technique de prélèvement (méthode A par essuyage et méthode B par aspiration), le CES « Air » conclut que ces deux méthodes ne sont pas adaptées pour en comparer les résultats aux VGPI du plomb (catégorie 3) :

- peu de protocoles pour la mesure du plomb dans les poussières sont disponibles. Les protocoles recensés ne précisent pas systématiquement les étapes de minéralisation, ni les étapes d'analyse.

Parmi les protocoles évalués, seule la technique de prélèvement par aspiration permet une comparaison à la VGPI exprimée en concentration massique de plomb acido-soluble.

- différents mélanges d'acides et modes de minéralisation peuvent être mis en œuvre en vue d'analyser le plomb acido-soluble et/ou le plomb total dans la poussière. Le plomb acido-soluble offre l'avantage d'être plus représentatif du plomb susceptible d'être absorbé par l'organisme lors de son ingestion ;
- les techniques d'analyse pouvant être mises en œuvre à l'issue de la minéralisation sont les méthodes classiques d'analyse des métaux : ICP AES, SAA Flamme et ICP-MS.

Concernant la méthode A par prélèvement par essuyage, le CES conclut que :

- seul un protocole présente des données de validation pour une analyse par ICP-AES mais ne permet pas d'atteindre la sensibilité requise pour la comparaison aux VGPI converties et exprimées en $\mu\text{g.m}^{-2}$;
- une analyse par ICP-MS devrait permettre une plus grande sensibilité. Cette technique associée à un prélèvement par lingette n'est pas décrite dans les protocoles recensés. Néanmoins, les données disponibles dans la littérature montrent que l'utilisation de cette technique permet d'abaisser les limites de quantification pour approcher le dixième de la VGPI₉₅ pour le plomb acido-soluble et le plomb total ;
- une attention particulière doit être portée par les opérateurs à la contamination possible par du plomb des lingettes utilisées pour le prélèvement. Le critère de la norme ASTM E1792-24 (2024) indiquant que les lingettes doivent avoir une teneur en plomb inférieure à 1,0 μg n'est pas suffisant.

Concernant la méthode B par prélèvement par aspiration, le CES conclut :

- aucun des protocoles référencés ne présente de données de validation ;
- les données disponibles dans la littérature montrent que l'utilisation de cette méthode en ayant recours à un aspirateur avec embout dédié pour le prélèvement, suivi d'une

analyse par ICP-MS a permis d'atteindre une LQ de 0,1 fois chaque VGPI (VGPI₉₀, VGPI₉₅ et VGPI₉₉) pour le plomb acido-soluble et 0,1 fois la VGPI₉₀ pour le plomb total (OQAI 2019). Dans cette étude, les poussières ont été tamisées à 100 µm.

3.4. Recommandations

Concernant la mesure du plomb dans les poussières au regard des VGPI proposées
aucune des deux méthodes évaluées n'est recommandée.

Le CES « Air » recommande de développer une méthode adaptée pour la comparaison aux VGPI exprimées en concentration massique du plomb acido-soluble.

Dans l'attente, considérant les méthodes évaluées, le CES recommande :

- de réaliser la validation de la méthode de mesure par essuyage par lingette – minéralisation acide et analyse par ICP-MS ;
- pour cette validation, il faut dans l'état actuel des connaissances :
 - employer des lingettes remplissant les critères listés dans la norme ASTM E1792-24, en veillant à ce que la teneur en plomb dans les lingettes soit inférieure à la LQ et à 0,1 fois la VGPI ou en s'assurant de l'homogénéité du lot de lingettes et en procédant à la soustraction de la teneur du blanc. À noter que le critère de la norme ASTM E1792-24 concernant l'utilisation de lingettes contenant moins de 1,0 µg de plomb n'est pas suffisant ;
 - utiliser un gabarit de 0,1 m² ;
 - réaliser une minéralisation du plomb acido-soluble, qui reflète davantage le plomb susceptible d'être absorbé par l'organisme lors de son ingestion, suivi d'une analyse par ICP-MS qui est la méthode permettant d'atteindre la meilleure sensibilité.

Toutefois, bien que cette méthode offre l'avantage d'être facile à mettre en œuvre, il est rappelé que cette méthode n'est adaptée que pour le prélèvement des poussières sur des surfaces lisses.

- de réaliser la validation d'une méthode de mesure avec prélèvement par aspiration, minéralisation acide et analyse par ICP-MS, en veillant à la contamination possible lors du prélèvement et de la préparation de l'échantillon.

Cette méthode est adaptée pour les surfaces non lisses, mais peut également être mise en œuvre sur les surfaces lisses.

Concernant l'estimation de l'exposition par voie orale, le CES « Air » rappelle les recommandations déjà formulées en 2020 visant à :

- documenter simultanément les concentrations massiques et surfaciques de plomb présent dans la poussière déposée sur les surfaces ;
- développer des estimations robustes de l'empoussièrement (mg.m⁻²) adaptées au contexte français ;
- disposer de données robustes pour le taux d'ingestion (m².j⁻¹) et le taux de transfert main-bouche (cm².événement⁻¹).

En complément, la part de l'exposition attribuée aux poussières devra être actualisée lorsque de nouvelles données d'exposition seront disponibles, notamment grâce à la prochaine étude de l'alimentation totale (EAT3) de l'Anses.

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

Le travail d'expertise sur les valeurs guides pour les poussières intérieures pour le plomb fait suite au rapport publié en 2020 relatif à l'exposition aux poussières intérieures dans lequel l'Anses concluait à la pertinence de considérer l'ingestion de poussières sédimentées en environnements intérieurs dans l'évaluation de l'exposition globale de la population aux substances chimiques non volatiles et semi-volatiles. Dans cette même conclusion, l'Agence indiquait qu'elle allait poursuivre ses travaux d'expertise pour compléter son activité d'élaboration de valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI) par celle d'élaboration de valeurs guides pour les poussières intérieures (VGPI). Le présent avis matérialise donc, après l'élaboration de la méthode de construction détaillée dans un guide de l'Anses (Anses 2025), la première application concrète.

L'Anses endosse les conclusions et recommandations de l'expertise collective relative à l'élaboration de valeurs guides pour les poussières intérieures (VGPI) pour le plomb présentées ci-dessus.

L'Anses avait retenu des ateliers de travail qu'elle avait organisés au cours de l'expertise de 2020, associant notamment des gestionnaires de risque ministériels et des acteurs locaux, que des VGPI étaient de nature à offrir un outil d'interprétation rapide de résultats de mesures en termes de risque pour la santé. L'Agence rappelle cependant – en particulier en cas de résultats présentant un dépassement – qu'une évaluation quantitative de risques sanitaires nécessite de mobiliser une valeur toxicologique de référence (VTR) plutôt qu'une VGPI.

La méthode de calcul définie par les experts repose sur une approche probabiliste, qui conduit à la proposition de trois valeurs visant différents degrés de protection des populations. En effet, pour établir cette proposition, les experts ont retenu – dans une approche protectrice – la tranche d'âge 6-12 mois et utilisé des distributions statistiques pour la masse de poussière ingérée au quotidien et pour le poids corporel.

Comme elles sont fondées sur des distributions, les valeurs élaborées représentent des niveaux de protection gradués : leur choix relève du gestionnaire de risques.

L'Agence souligne que l'ingestion de poussières se faisant principalement par le contact main-surface puis main-bouche, les jeunes enfants sont particulièrement exposés aux contaminants de la poussière. Bien que les VGPI aient vocation à protéger la santé de la population générale, leur utilisation est particulièrement indiquée dans les logements ou dans des établissements recevant un jeune public tels que crèches et écoles.

Compte tenu de la méthode d'élaboration calée sur des paramètres correspondant à de très jeunes enfants, les VGPI qui seront comparées à des résultats de mesure dans des locaux accueillant principalement une sous-population d'âge plus élevé seront protectrices. A contrario, les résultats des locaux d'habitation de familles ou des locaux ayant vocation à accueillir de manière durable une très jeune population (crèche, assistant/e maternelle, écoles primaires...) sont à interpréter en tenant compte de cette présence.

Ainsi, moyennant les précautions adéquates, les VGPI peuvent être utilisées pour une interprétation rapide et simplifiée de résultats de campagnes de mesure afin de positionner les niveaux observés par rapport à ces critères sanitaires, voire envisager des actions appropriées.

Afin d'affiner ces valeurs, l'Agence rappelle le besoin de conduire des études en France afin de disposer d'estimations robustes et représentatives des paramètres particulièrement impactants dans les calculs de doses d'exposition via l'ingestion de poussières. Il s'agit en particulier de l'empoussièrement en intérieur, correspondant à la masse de poussière par unité de surface, et des masses de poussière ingérées par jour et par tranche d'âges.

Les connaissances nouvelles sur la contamination des poussières pourront être exploitées dans le cadre de l'Observatoire de la qualité des environnements intérieurs (OQEI) portée conjointement par l'Anses et le Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB), offrant des perspectives pour la proposition de VGPI pour de nouvelles substances.

S'agissant du plomb, deux motifs de fond ont contribué à le traiter en première priorité : le niveau de préoccupation sanitaire que présente de longue date cette substance fortement toxique avec une attention particulière pour l'exposition des jeunes enfants d'une part, et la part majoritaire que peut représenter, tout particulièrement pour cette sous-population, l'ingestion de poussière susceptible de contenir du plomb, d'autre part. L'Agence rappelle qu'existent d'ores et déjà :

- une large palette d'actions en matière de prévention des expositions et de surveillance, tant dans pour la sphère santé publique qu'en santé-travail. En matière de santé publique, il convient notamment de citer les travaux du Haut conseil de santé publique (HCSP 2021). Des niveaux de plombémie (auxquels confronter des résultats de biosurveillance) y jouent un rôle prépondérant. L'Anses a également produit différents travaux repères utiles en santé-publique et santé-travail (VTR, VLEP, exposition par voie alimentaire avec les enquêtes d'alimentation totales...) ;
- des éléments de suivi nationaux – et de comparaisons internationales – en particulier sous la houlette de Santé publique France dans le cadre de la biosurveillance du territoire, qui suit les évolutions ressortant à la fois d'études spécifiques et des études transverses nationales (ENNS, Esteban). Celles-ci ont d'ailleurs montré la tendance à la baisse de la distribution d'imprégnation à cette substance pour différentes tranches d'âge, tout en encourageant à poursuivre les efforts dans ce sens.

Concernant plus spécifiquement les VGPI relatives au plomb, ces valeurs viennent compléter, comme rappelé ci-dessus, le large panel d'outils et moyens de prévention, de dépistage et de prise en charge du saturnisme, dont les différents seuils d'intervention déterminés par le HCSP. L'Anses souligne d'ailleurs que le HCSP avait recommandé dans son avis de 2021 qu'une valeur de concentration en plomb dans la poussière à hauteur de 70 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ (ou 300 mg/kg) relevée dans l'environnement intérieur d'une habitation conduise à déclencher une recherche de plombémie, ce qui est largement conforté par les VGPI produites dans le présent avis. De même, le HCSP recommandait de remplacer la valeur réglementaire de présence résiduelle de plomb après travaux (arrêté du 25 avril 2006), actuellement de 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^2$, par cette même valeur de 70 $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Là encore, les résultats de la présente expertise confortent cette recommandation, non encore mise en œuvre.

Enfin, concernant les aspects métrologiques, l'Anses souligne que les VGPI sont exprimées en concentration massique⁷. Dans le cas du plomb, les mesures sont habituellement réalisées avec un prélèvement par lingette conduisant à des concentrations surfaciques⁸. Il existe des

⁷correspondant à la quantité de substance chimique par rapport à la masse de poussière prélevées ($\mu\text{g}/\text{g}_{\text{poussière}}$)

⁸ ce qui correspond à la quantité de substance par unité de surface ($\mu\text{g}_{\text{plomb}}/\text{m}^2$)

incertitudes sur les modalités de conversion pour exprimer les VGPI en concentrations surfaciques. De ce fait, l'Agence insiste sur la nécessité de développer des méthodes de mesure adaptées pour la comparaison aux VGPI du plomb exprimé en concentration massique. Dans l'attente, l'Agence recommande que les méthodes identifiées par essuyage et par aspiration soient validées.

Gilles SALVAT

MOTS-CLÉS

Santé publique, santé environnementale, sécurité chimique, ingestion de poussière, intoxication au plomb, neurodéveloppement, QI, méthodes de mesure

Public health, environmental health, chemical safety, dust ingestion, lead poisoning, neurodevelopment, IQ, metrology

CITATION SUGGÉRÉE

Anses. (2026). Avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif aux valeurs guides pour les poussières intérieures du plomb. (saisine 2022-MPEX-0031). Maisons-Alfort : Anses, 23 p.

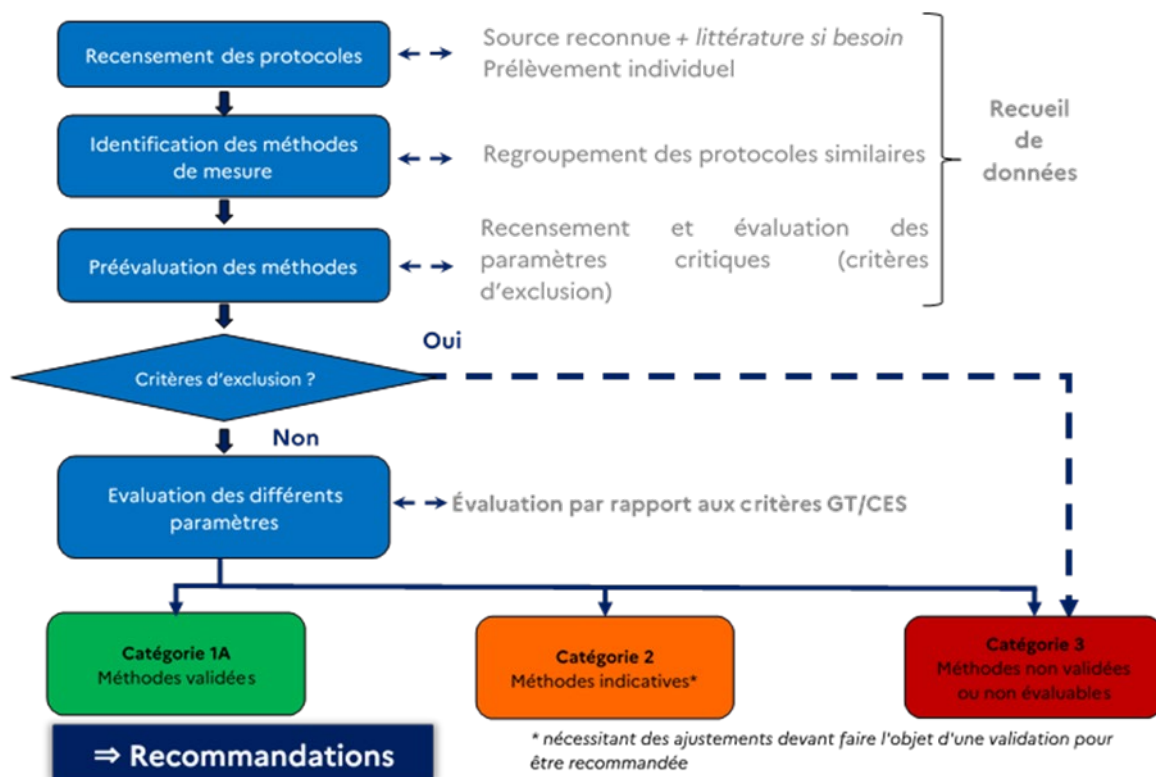
Annexe 1 : VGPI pour le plomb acido-soluble exprimées en concentrations surfaciques

Étude-clé	Effet critique	VGPI (plomb acido-soluble)	Seuil de protection
		Concentrations surfaciques	
Méta-analyse de Lanphear <i>et al.</i> (2005)	Neurotoxicité (baisse d'un point de QI)	11 $\mu\text{g.m}^{-2}$	90 %
		8 $\mu\text{g.m}^{-2}$	95 %
		5 $\mu\text{g.m}^{-2}$	99 %

Annexe 2 : VGPI pour le plomb total exprimées en concentrations massiques et surfaciques

Étude-clé	Effet critique	VGPI (plomb total)		Seuil de protection
		Concentrations massiques	Concentrations surfaciques	
Méta-analyse de Lanphear <i>et al.</i> (2005)	Neurotoxicité (baisse d'un point de QI)	54 $\mu\text{g.g}^{-1}$	14 $\mu\text{g.m}^{-2}$	90 %
		41 $\mu\text{g.g}^{-1}$	10 $\mu\text{g.m}^{-2}$	95 %
		25 $\mu\text{g.g}^{-1}$	6 $\mu\text{g.m}^{-2}$	99 %

Annexe 3 : Principe général de l'évaluation des méthodes de mesure des concentrations dans les poussières pour la comparaison aux VGPI



Annexe 4 : Méthodes disponibles pour la mesure du plomb dans la poussière : description et éventuelles références des différentes étapes

Méthode	Protocoles	Prélèvement		Minéralisation	Analyse	Autre / commentaire
		Lingette	Aspiration			
A	ASTM D6966-18 (2018), ASTM E1728/E1728 M-24 (2024)	✓		✗	✗	
	NIOSH 9100 (1996)	✓		✗ (renvoie vers NIOSH 7105)	✗ (renvoie vers : NIOSH 7082 (1994) (SAA flamme), NIOSH 7105 (1994) (SAA four) ou NIOSH 7300 (2003) (ICP-AES))	
	IH 75190 (2014)	✗		✗	✗	
	NF-X 46-032 (2008)	✓		✓ (Pb acido-soluble)	✗ (Renvoie vers : NF EN ISO 11885 (2009) - NF X 43-275 (2002) (ICP-AES), FD T90-112 (1998) - NF T 30-201 (1981) - NF X 43-275 (2002) (SAA flamme ou ICP MS))	
	OSHA ID125G (2002)	✓		✓ (plomb total)	✓ (ICP-AES)	
	HUD (2012)	✓		✗	✗	
	INRS (2020)	✓		✗	✗	Non spécifique au plomb ou aux métaux
	VDI 4300-8 (2001)	✗		✗	✗	Non spécifique au plomb ou aux métaux

Méthode	Protocoles	Prélèvement		Minéralisation	Analyse	Autre / commentaire
		Lingette	Aspiration			
B	ASTMD5438-17 (2017)		✓	✗	✗	Non spécifique au plomb ou aux métaux
	INRS M450 (2023), INRS (2020)		✓	✗	✗	Non spécifique au plomb ou aux métaux
	ASTM D7144-21 (2021)		✓	✗	✗	
	VDI 4300-part 8 (2001)		✓	✗	✗	Non spécifique au plomb ou aux métaux
ICP AES : spectrométrie d'émission atomique avec plasma à couplage inductif ; ICP MS : spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif ; SAA : spectrométrie d'absorption atomique (par flamme ou four).						

Annexe 5 : Classement des méthodes de mesure de concentration du plomb dans les poussières pour la comparaison aux VGPI

Méthode	Protocoles	Technique de prélèvement	Minéralisation	Technique d'analyse	Classement au regard des VGPI	
					Plomb acido-soluble	Plomb total
A	OSHA ID125G	Prélèvement par essuyage	H ₂ SO ₄ /HNO ₃ /H ₂ O ₂ Plaque chauffante puis HCl (Pb total)	ICP-AES	3	3
	NF-X 46-032		HCl ultrasons (Pb acido-soluble)	NR		
	ASTM D6966-18, ASTM E1728/E1728 M-24, NIOSH 9100 IH 75190 HUD 2012, INRS 2020, VDI 4300-8		NR			
B	ASTMD5438-17, INRS M450, INRS 2020, ASTM D7144-21, VDI 4300-part 8	Prélèvement par aspiration	NR	NR	3	3

NOTE : Catégorie 3 : méthodes inadaptées ou non évaluables

Valeurs guides pour les poussières intérieures (VGPI)

Plomb

**Mission permanente « VGPI »
Saisine n°2022-MPEX-0031**

RAPPORT d'expertise collective

**Comité d'experts spécialisé « Valeurs sanitaires de référence »
Comité d'experts spécialisé « Évaluation des risques liés aux milieux aériens »**

**Groupe de travail « VGPI »
Groupe de travail « Métrologie »**

Janvier 2025

Citation suggérée

Anses. (2025). Valeurs guides pour les poussières intérieures pour le plomb. (saisine 2022-MPEX-0031). Maisons-Alfort : Anses, 89 p.

Mots clés

Santé publique, santé environnementale, sécurité chimique, ingestion de poussière, intoxication au plomb, neurodéveloppement, QI, méthodes de mesure

Public health, environmental health, chemical safety, dust ingestion, lead poisoning, neurodevelopment, IQ, metrology

Présentation des intervenants

PRÉAMBULE : 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.

POUR LA PARTIE A DU RAPPORT

GROUPE DE TRAVAIL VGPI

Président

M. Philippe GLORENNEC – Enseignant chercheur (École des Hautes Études en Santé Publique, Université de Rennes - Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, UMR Inserm 1085) - Compétences : évaluation des expositions et des risques sanitaires d'origine chimique.

Membres

M. Damien BOURGEOIS – Directeur de recherche (CNRS Institut de Chimie Séparative de Marcoule) – Compétences : Chimie moléculaire, chimie des métaux, physico-chimie.

M. Claude EMOND – Professeur associé – (École de santé publique, Université de Montréal, Département de santé environnementale et santé au travail) – Compétences : toxicologie, toxicocinétique.

Mme Barbara LE BOT – Professeur des Universités, (École des hautes études en santé publique, Université de Rennes, Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, UMR Inserm 1085) – Compétences : évaluation des expositions, métrologie et méthode d'analyse des polluants de l'air et poussières.

M. Jean-Ulrich MULLOT – Pharmacien des Armées (Direction générale de l'armement) – Compétences : toxicologie, environnement

Mme Aurélie PELFRENE – Enseignant-Chercheur (JUNIA Lille) – Compétences : évaluation des expositions des populations aux poussières sédimentées, bioaccessibilité orale des polluants

COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉS

Les travaux, objets du présent rapport ont été suivis et adoptés par le CES suivant concernant la partie A du rapport :

- CES « Valeurs sanitaires de référence » – 2020-2024

Président

M. Fabrice MICHIELS – Médecin du travail / toxicologue (Service de prévention et santé au travail de Corrèze et de Dordogne (SPST 19-24)) – Compétences : médecine du travail, toxicologie

Vice-président

Mme Anne MAITRE – Professeur des Universités – Praticien Hospitalier (PU-PH) (Laboratoire de Toxicologie Professionnelle et Environnementale, CHU de Grenoble) ; Responsable de

l'équipe « Environnement et prédiction de la santé des populations », Laboratoire TIMC, Université Grenoble Alpes – Compétences : médecine, toxicologie, indicateur biologique d'exposition (IBE), métrologie des polluants, hygiène industrielle – Démission en mars 2023

M. Jérôme THIREAU – PhD, Chargé de recherche (CNRS) - Compétences : physiologie animale, électrophysiologie, biologie cellulaire, cardiotoxicité – A compter d'avril 2023

Membres

M. Benoît ATGE – Médecin du travail toxicologue (AHI33) – Compétences : toxicologie, médecine, santé au Travail, biosurveillance, agents cytotoxiques, évaluation des expositions, contaminations surfaciques

M. Luc BELZUNCES – Directeur de Recherche et Directeur du Laboratoire de Toxicologie Environnementale (INRAE) – Compétences : toxicologie générale, neurotoxicologie, écotoxicologie, chimie analytique, évaluation des risques

Mme Michèle BISSON – Toxicologue Responsable d'étude (INERIS) – Compétences : pharmacien toxicologue, valeurs toxicologiques de référence (VTR), évaluation des risques sanitaires

Mme Céline BOTINEAU – Ingénieur de prévention du risque chimique (CEA) – Compétences : hygiène industrielle, chimie, évaluation des risques - Démission à compter du 22/11/2022

Mme Anne CHEVALIER – Retraitée (Santé publique France, anciennement l'Institut de Veille Sanitaire) – Compétences : épidémiologie

M. François CLINARD – Épidémiologiste (Santé Publique France) – Compétences : pharmacien toxicologue, épidémiologie, évaluation des risques sanitaires – Démission en mars 2023

Mme Fatiha EL-GHISSASSI – Retraitée du Centre International de Recherche sur le Cancer, Scientifique, Programme des Monographies. Evidence Synthesis and Classification Branch. – Compétences : biochimie spécialiste en cancérogénèse, génotoxicité

M. Claude EMOND – Professeur associé (École de santé publique, Université de Montréal, Département de santé environnementale et santé au travail) – Compétences : toxicologie, modèle PBPK, toxicocinétique, nanotoxicologie, perturbateurs endocriniens

M. Robert GARNIER – Médecin toxicologue (Paris) – Compétences : toxicologie médicale, santé au travail, santé environnementale

Mme Perrine HOET – Professeur (Université Catholique de Louvain, IREC) – Compétences : médecine du travail, toxicologie professionnelle et environnementale – Démission en mars 2023

M. Kevin HOGEVEEN – Toxicologue (Anses – laboratoire de Fougères, Toxicologie des Contaminants) – Compétences : toxicologie, génotoxicité, hépatotoxicité, toxicologie *in vitro*

Mme Yuriko IWATSUBO – Médecin épidémiologiste (Santé publique France) – Compétences : épidémiologie des risques professionnels

M. Jérôme LANGRAND – Praticien hospitalier, Chef de Service du centre antipoison de Paris, (AP-HP Hôpital Fernand-Widal, Centre antipoison de Paris) – Compétences : toxicologie, médecine, toxicologie professionnelle, pathologies environnementales et professionnelles, toxines

M. Frédéric LIRUSSI – Professeur des Universités – Praticien Hospitalier (PU-PH) (UFR des Sciences de Santé & CHRU de Besançon) - Compétences : toxicologie clinique, toxicologie analytique, immunité innée, reprotoxicité – Démission en mars 2023

Mme Gladys MIREY – Directrice de recherche en toxicologie, Responsable de l'équipe Génotoxicité & Signalisation (INRAE UMR TOXALIM) – Compétences : toxicologie cellulaire, génotoxicité, mécanismes d'action, contaminants, modèles d'étude / méthodes alternatives, effets des mélanges

M. Luc MULTIGNER – Directeur de recherche (INSERM U1085 – IRSET) – Compétences : épidémiologie, perturbateurs endocriniens, pathologies des fonctions et des organes de la reproduction

Mme Nadia NIKOLOVA-PAVAGEAU – Conseiller médical (INRS) – Compétences : médecine du travail, toxicologie médicale, IBE

Mme Magalie OLIVA-LABADIE – Praticien hospitalier, Chef de Service (CHU de Bordeaux, Hôpital Pellegrin, Centre hospitalier universitaire, Centre Antipoison de Nouvelle Aquitaine) – Compétences : toxicologie, médecine, toxicologie environnementale, toxines

M. Benoît OURY – Retraité de l'INRS – Compétences : mise au point de méthode de mesure, chimie organique, santé travail

M. Henri SCHROEDER – Maître de Conférence (Faculté des Sciences et Technologies de l'Université de Lorraine – Département Neurosciences et Biologie Animale et unité INSERM U1256 Nutrition, Génétique et Exposition aux Risques environnementaux) – Compétences : neurotoxicité, polluants environnementaux, comportement animal, développement cérébral, exposition périnatale

M. Olivier SORG – Chef de groupe de recherche (Université de Genève) - Compétences : biochimie, toxicologie expérimentale, dermatotoxicologie

M. Antoine VILLA – Praticien hospitalier, médecin du travail (Hôpital de la Timone, Marseille) – Compétences : pathologies professionnelles, toxicologie, médecine, expologie, biosurveillance, fibres d'amiante, agents cytotoxiques

Mme Maeva WENDREMAIRE – Maître de conférences (Université de Bourgogne) – Compétences : toxicologie

POUR LA PARTIE B DU RAPPORT

GROUPE DE TRAVAIL METROLOGIE (2024-2028)

Président

M. Benoît OURY – Retraité de l'Institut National de Recherche et de Sécurité (INRS) (Responsable d'études au laboratoire de chimie analytique organique) – Compétences : métrologie, hygiène industrielle, chimie organique

Vice-président

M. Olivier RAMALHO - Ingénieur de recherche qualité de l'air intérieur au Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB) et coordinateur scientifique à l'Observatoire de la qualité des environnements intérieurs (OQEI) - Compétences : métrologie de terrain, chimie analytique, air intérieur, COV, particules

Membres

M. Fabrice ALLIOT - Ingénieur d'études en analyse chimique (École Pratique des Hautes Études) – Compétences : qualité de l'air, analyse chimique, perturbateurs endocriniens, échantillonnage de l'air.

M. Christophe DEBERT – Responsable du service métrologie et Innovation (AirParif) – Compétences : qualité de l'air, mesure de débit, aérosols, gaz, matériaux de référence.

Mme Nadine FOURRIER – Ingénieur Divisionnaire (Ville de Paris) – Compétences : métrologie, qualité de l'air, analyse.

Mme Tatiana MACE - Cheffe de département (Laboratoire National de Métrologie et d'Essais (LNE)) – Compétences : métrologie, traçabilité, incertitude, normes, étalonnage.

M. Fabien MERCIER – Ingénieur de recherche (Ecole des hautes études en santé publique / Laboratoire d'étude et de recherche en environnement et santé) – Compétences : métrologie des polluants organiques, méthodes d'analyse, air intérieur et poussières intérieures.

M. Grégory PLATEEL - Responsable de laboratoire (Centre Universitaire Romand de Médecine Légale (CURML)) – Compétences : exposition professionnelle et environnementale, qualité de l'air intérieur, biomonitoring.

Mme Caroline RIO – Responsable Laboratoire Interrégional de Chimie (LIC) – Compétences : Chimie physique - aérosol organique - métrologie - air intérieur - Santé environnement

Mme Dominique SAURAT – Cheffe de la division dosimétrie (Ministère des Armées) – Compétences : chimie analytique, échantillonnage, air intérieur, exposomique, radionucléides.

Mme Sophie SOBANSKA – Directrice de recherche (Centre national de la recherche scientifique (CNRS)) – Compétences : Physico-chimie – Chimie atmosphérique - Particules - Métaux

M. Guénaël THIAULT – Chef de division (LCP) – Compétences : métrologie, chimie analytique, qualité de l'air

COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉS

Les travaux, objets du présent rapport ont été suivis et adoptés par le CES suivant concernant la partie B du rapport :

- CES « Évaluation des risques liés aux milieux aériens » – 2020-2024

Présidente

Mme Corinne MANDIN – Responsable du laboratoire d'épidémiologie (Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire) – Compétences : expologie, épidémiologie, évaluation des risques sanitaires

Vice-président

M. Fabrice LERAY – Ingénieur-conseil (Caisse d'assurance retraite et de la santé au travail Pays de la Loire) – Compétences : hygiène industrielle, expositions professionnelles, toxicologie et métrologie des polluants, amiante

Membres

Mme Sophie ACHARD – Maître de conférences (Faculté de Pharmacie, Université Paris Cité) – Compétences : toxicologie, environnement, modèles expérimentaux *in vitro*

M. Michel ANDRÉ – Directeur de recherche émérite (Université Gustave Eiffel) – Compétences : transports et impacts sur la pollution de l'air, émissions de polluants des véhicules et du trafic, métrologie et méthodologie d'évaluation des impacts environnementaux

Mme Sylvie CASSADOU – Médecin épidémiologiste (Observatoire régional de santé Occitanie) – Compétences : épidémiologie, évaluation quantitative des impacts sur la santé

Mme Laureline COATES – Conseiller médical en santé au travail (Institut national de recherche et de sécurité) – Compétences : médecine du travail, toxicologie professionnelle

M. Marc DURIF – Directeur exécutif (Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air) – Compétences : surveillance de la qualité de l'air, caractérisation des émissions atmosphériques, réglementations et plans d'actions

Mme Elodie GUIGON – Maître de conférences (Ecole Pratique des Hautes Etudes) – Compétences : transferts environnementaux, analyse des micropolluants organiques dans l'air

M. Sébastien HULO – Professeur des Universités et Praticien hospitalier (Centre hospitalier universitaire de Lille, Université de Lille) – Compétences : pathologies pulmonaires d'origine professionnelle, explorations fonctionnelles respiratoires

Mme Bénédicte JACQUEMIN – Chargée de recherche (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail) – Compétences : épidémiologie, pollution atmosphérique

M. Hervé LABORDE-CASTEROT – Praticien hospitalier (Assistance publique-Hôpitaux de Paris Hôpital Fernand Widal, Centre antipoison et de toxicovigilance de Paris) – Compétences : pathologies professionnelles, toxicologie clinique, épidémiologie

M. Claude LAMBRE – Retraité (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale) – Compétences : immunologie, évaluation des risques sanitaires, toxicologie des produits chimiques

Juliette LARBRE – Cheffe de service (Service des Laboratoires de Santé Environnementale, Mairie de Paris) – Compétences : prélèvements et analyses dans l'air, exposition

Barbara LE BOT – Professeur des Universités (École des hautes études en santé publique, Université de Rennes, Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, Unité mixte de recherche 1085) – Compétences : contamination de l'environnement intérieur, qualité de l'air et des poussières sédimentées, évaluation des expositions

M. Christophe LEROYER – Professeur des Universités et Praticien hospitalier (Centre hospitalier universitaire de Brest, Université de Bretagne Occidentale) – Compétences : asthme, bronchopneumopathie chronique obstructive, environnement

Mme Rachel NADIF – Chercheuse (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale, Centre de recherche en Épidémiologie et Santé des populations U1018) – Compétences : épidémiologie, santé respiratoire

Mme Anne OPPLIGER – Chercheuse senior, Privat Docent (Unisanté, Université de Lausanne) – Compétences : bioaérosols, risques biologiques, One Health

M. Jérémie POURCHEZ – Directeur de recherche (École Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, Département « Activité Biologique des Particules Inhalées », Inserm Sainbiose U1059) – Compétences : toxicologie, métrologie des aérosols, nanomatériaux

Mme Delphine PRAUD – Chercheuse en épidémiologie environnementale (Centre Léon Bérard à Lyon) – Compétences : épidémiologie, caractérisation des expositions, cancers

Mme Anastasia SAADE – Médecin chercheur (Centre hospitalier universitaire de Rennes, Université de Rennes) – Compétences : évaluation du risque infectieux, pathologies professionnelles infectieuses à transmission aérienne

Mme Audrey SMARGIASSI – Professeur titulaire et chercheuse (Université de Montréal et Institut National de Santé Publique du Québec) – Compétences : expologie, effets respiratoires des polluants atmosphériques, risques sanitaires

PARTICIPATION ANSES

Coordination scientifique

Mme Emmanuelle DURAND – Coordinatrice d'expertise scientifique

Mme Diane LE BAYON – Coordinatrice d'expertise scientifique

Mme Charlotte LEGER – Coordinatrice d'expertise scientifique

Contribution scientifique

Mme Emmanuelle DURAND – Coordinatrice d'expertise scientifique

Mme Marion KEIRSBULCK – Responsable de l'unité d'évaluation des risques liés à l'air

Mme Charlotte LEGER – Coordinatrice d'expertise scientifique

Mme Amandine PAILAT – Adjointe à la responsable de l'unité d'évaluation des risques liés à l'air

Secrétariat administratif

Mme Sophia SADDOKI

AUDITION DE PERSONNALITÉS EXTÉRIEURES

M. Robert GARNIER – Médecin toxicologue – Compétences : Toxicologie médicale, santé au travail, santé environnementale

SOMMAIRE

Présentation des intervenants	3
SOMMAIRE	9
Sigles et abréviations.....	12
Liste des tableaux	14
Liste des figures.....	14
1. Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise.....	15
1.1. Contexte	15
1.2. Objet de la saisine	15
1.2.1. Définition et finalité des valeurs guides pour les poussières intérieures (VGPI)	16
1.2.2. Unité des VGPI	16
1.3. Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation	16
1.4. Prévention des risques de conflits d'intérêts	17
2. Informations générales	18
2.1. Identification de la substance	18
2.2. Propriétés physico-chimiques	18
2.3. Réglementation	18
3. Données d'exposition	20
3.1. Sources d'exposition au plomb	20
3.2. Concentrations en plomb dans la poussière	20
3.3. Contribution de l'exposition par ingestion de poussière à l'exposition totale en plomb	22
3.4. Bioaccessibilité	23
Partie A du CES VSR : Proposition des VGPI.....	24
4. Synthèse des effets sur la santé	25
4.1. Toxicocinétique	25
4.2. Toxicité chronique par voie orale	26
4.2.1. Effets cardiovasculaires.....	26
4.2.2. Effets hématologiques	26
4.2.3. Effets rénaux	27
4.2.4. Effets neurologiques	27
4.3. Reprotoxicité et toxicité sur le développement	28
4.4. Génotoxicité	28
4.5. Cancérogénicité	28
4.6. Populations sensibles	29
5. Élaboration des VGPI pour le plomb.....	30
5.1. Choix de la méthode d'élaboration	30

5.2. Choix de la VTR ou du point de départ	31
5.2.1. Recueil et description des VTR ou points de départ	31
5.2.2. Choix de l'effet critique	36
5.2.3. Choix de l'hypothèse de construction	38
5.2.4. Analyse des VTR existantes	38
5.2.5. Choix du point de départ.....	39
5.3. Bioaccessibilité relative.....	39
5.4. Choix de la population cible et des paramètres humains d'exposition.....	39
5.5. Part de la VTR attribuée à l'exposition à la poussière	40
5.6. Calcul des VGPI	40
5.7. Analyse d'incertitudes.....	42
5.7.1. Choix de la population	42
5.7.2. Choix de la BMDL.....	42
5.7.3. Choix de la part attribuable aux poussières	42
5.7.4. Bioaccessibilité	42
5.7.5. Paramètres humains d'exposition	42
6. VGPI pour le plomb	43
7. Éléments d'accompagnement des VGPI pour le plomb	44
7.1. Respect des VGPI	44
7.2. Conversion des VGPI	44
7.2.1. VGPI exprimées en concentrations surfaciques.....	44
7.2.2. VGPI exprimées en plomb total	45
7.3. Mise en perspective des VGPI construites.....	45
7.3.1. Avec les autres valeurs existantes.....	45
7.3.2. Avec les concentrations mesurées en France	46
Partie B du CES Air : Évaluation des méthodes de mesure	47
8. Méthodes de mesure dans les poussières	48
8.1. Recensement des méthodes de mesure	48
8.1.1. Généralités sur la mesure du plomb dans les poussières	48
8.1.2. Recensement des méthodes de mesure.....	49
8.2. Évaluation détaillée des méthodes de mesures pour la comparaison aux VGPI.....	51
8.2.1. Méthode A : Prélèvement par essuyage	52
8.2.2. Méthode B : Prélèvement par aspiration.....	58
9. Conclusions et recommandations du groupe de travail métrologie.....	61
10. Bibliographie	63
10.1. Publications	63

10.2. Normes.....	66
10.3. Législation et réglementation	67
Annexe 1 : Sources d'exposition au plomb.....	69
Annexe 2 : Méthode A : détails des modalités de prélèvement par essuyage.....	71
Annexe 3 : Méthode A : détails de l'étape de minéralisation	77
Annexe 4 : Méthode A : données de validation disponibles	80
Annexe 5 : Méthode B : détails des modalités de prélèvement par aspiration et données de validation disponibles.....	82

Sigles et abréviations

ADN	Acide désoxyribonucléique
Anses	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
ASTM	American Society for Testing and Materials
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i>
BMD	<i>Benchmark dose</i>
BMDL	Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la <i>benchmark dose</i>
BMR	<i>Benchmark Response</i>
CES	Comité d'experts spécialisé
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
DJT	Dose journalière tolérable
ECHA	Agence européenne des produits chimiques
Efsa	Autorité européenne de sécurité des aliments
ERU	Excès de risque unitaire
FI	Facteur d'incertitude
FI _A	Facteur d'incertitude inter-espèces
FI _H	Facteur d'incertitude interindividuel
FI _{L/B}	Facteur d'incertitude lié à l'utilisation d'un LOAEL ou d'une BMD
GT	Groupe de travail
HCSP	Haut conseil de la santé publique
ICP AES	Spectrométrie d'émission atomique avec plasma à couplage inductif
ICP MS	Spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif
INERIS	Institut national de l'environnement et des risques industriels
INRS	Institut national de recherche et de sécurité
JECFA	<i>Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives</i>
LD	Limite de détection
LOAEL	<i>Lowest observed adverse effect level</i>
LQ	Limite de quantification
NIOSH	National Institute for Occupational Safety and Health
NOAEL	<i>No observed adverse effect level</i>
NTP	<i>National Toxicology Program</i>
OEHHA	<i>Office of Environmental Health Hazard Assessment</i> (Californie, États-Unis)
OMS	Organisation mondiale de la santé
OQAI	Observatoire de la qualité de l'air intérieur
OSHA	Occupational Safety and Health Administration
PoD	<i>Point of departure</i> (= Point de départ)
QI	Quotient intellectuel
RIVM	<i>Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu</i> (Institut National Hollandais pour la Santé Publique et l'Environnement)
SAA	Spectrométrie d'absorption atomique (par flamme ou four)
SCHER	<i>Scientific Committee on Health and Environmental Risks</i>

US EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i> (États-Unis)
VGAI	Valeur guide de qualité de l'air intérieur
VGPI	Valeur guide pour les poussières intérieures
VGS	Valeur guide sanitaire pour les eaux destinées à la consommation humaine
EDCH	
VSR	Valeur sanitaire de référence
VTR	Valeur toxicologique de référence

Liste des tableaux

Tableau 1 : Identification du plomb élémentaire (métal).....	18
Tableau 2 : Propriétés physico-chimiques du Plomb (INRS 2020, INERIS 2016)	18
Tableau 3 : Concentrations en plomb total contenu dans la poussière de logements, France 2008-2009 (d'après Glorennec <i>et al.</i> 2012)	21
Tableau 4 : Concentrations en plomb dans les écoles (OQAI 2013-2017).....	21
Tableau 5 : Contributions moyennes (%) des différentes sources d'exposition pour les 50 %, 10 % et 5 % d'enfants (âgés de six mois à trois ans) présentant l'exposition globale au plomb la plus élevée. Les estimations sont exprimées en valeurs médianes et les intervalles de confiance à 95 % sont présentés entre crochets (d'après Vanacker <i>et al.</i> 2020)	23
Tableau 6 : Synthèse des VTR long terme à seuil existantes par voie orale.....	32
Tableau 7 : Synthèse de la VTR sans seuil existante	36
Tableau 8 : VGPI pour le plomb acido-soluble exprimées en concentrations massiques.....	43
Tableau 9 : VGPI pour le plomb acido-soluble exprimées en concentrations massiques et surfaciques.....	44
Tableau 10 : VGPI pour le plomb total exprimées en concentrations massiques et surfaciques	45
Tableau 7 : Méthodes de mesures identifiées	50
Tableau 8 : Classement des méthodes de mesure du plomb pour le suivi des VGPI	52
Tableau 9 : Synthèse des techniques de prélèvement par essuyage	53
Tableau 10 : LQ calculées pour atteindre 0,1 VGPI (plomb acido-soluble)	58
Tableau 11 : LQ calculées pour atteindre 0,1 VGPI (plomb total)	58
Tableau 12 : Synthèse des techniques de prélèvement par aspiration	59

Liste des figures

Figure 1 : Représentation graphique des VGPI (plomb acido-soluble).....	41
Figure 2 : Principe général de l'évaluation des méthodes de mesure dans les poussières (Anses, à paraître).....	48
Figure 3 : Minéralisation séquentielle pour l'analyse du plomb acido-soluble et du plomb total (d'après LeBot <i>et al.</i> 2011).	79

1. Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise

1.1. Contexte

Dans son rapport relatif à l'exposition aux poussières sédimentées dans les environnements intérieurs, l'Anses (2020c) examinait l'intérêt, la pertinence et la faisabilité d'élaborer des valeurs guides pour les poussières intérieures (VGPI). En effet, alors que plusieurs types de valeurs de référence sont établis par l'Anses pour certains environnements ou médias d'exposition particuliers (valeurs guides de qualité de l'air intérieur (VGAI), valeurs guides sanitaires des eaux destinées à la consommation humaine (VGS EDCH)), il n'existe aucune valeur de référence établie pour les poussières sédimentées et contaminées par des agents chimiques. Dans cette expertise, la poussière était définie, par opposition aux particules en suspension, comme « tout type de particules rencontrées en intérieur sous forme déposée », quelles que soient leurs origines (naturelle/anthropique, extérieure/intérieure) et leur nature chimique (inorganique/organique). Par la suite, les termes « poussière(s) » désigneront aussi bien les termes « poussière(s) intérieure(s) », « poussière(s) domestique(s), que « poussière(s) sédimentée(s) ».

La population est exposée à la poussière par les voies orale, respiratoire et cutanée. Parmi ces trois voies, la voie orale semble majoritaire en termes de contribution à l'exposition totale à la poussière, *via* le contact main-surface puis main-bouche (Anses 2020c). Certains agents chimiques non volatils ou semi-volatils fréquemment rencontrés dans les environnements intérieurs, tels que le plomb, les phtalates, les retardateurs de flamme, les pesticides, etc. peuvent être présents dans la poussière déposée au sol ou sur le mobilier. Pour ces agents chimiques, l'exposition orale *via* la poussière doit être prise en considération, en particulier pour les jeunes enfants (contacts main-bouche plus fréquents et poids corporel plus faible).

À l'issue de ses travaux d'expertise, l'Anses concluait que des VGPI étaient pertinentes pour interpréter des résultats de mesure en termes de risque pour la santé, dès lors que l'ingestion de poussière contribuait de manière notable (au moins 30 %) à l'exposition totale, pour au moins une partie de la population. Elle précisait que la méthode de construction de VGPI devait être simple, compréhensible et tenir compte des autres sources d'exposition.

1.2. Objet de la saisine

Sur la base des recommandations des travaux d'expertise de 2020, l'Anses s'est engagée dans l'élaboration de valeurs guides pour les poussières intérieures (VGPI), qui s'inscrit dans le cadre des missions pérennes de l'Agence visant à élaborer différents types de valeurs de référence, et plus particulièrement dans le champ des environnements intérieurs pour lesquels l'Anses élabore déjà des VGAI. Une réflexion sur la méthode d'élaboration a donc été lancée pour ensuite l'appliquer à des agents chimiques d'intérêt. Cette méthode est décrite dans le guide d'élaboration et de choix des valeurs de référence de l'Anses (Anses 2025). Compte tenu d'expertises antérieures et de la littérature scientifique passée en revue, le plomb (objet du présent rapport) et les phtalates (Anses, à paraître) apparaissaient comme étant des agents chimiques prioritaires à investiguer dans ce cadre.

Il convient de préciser que le plomb (CAS n° 7439-92-1) peut se trouver sous différentes formes chimiques dans les poussières (chapitre 2) mais, par commodité, est appelé « plomb » dans l'ensemble du rapport.

1.2.1. Définition et finalité des valeurs guides pour les poussières intérieures (VGPI)

Les VGPI sont les concentrations d'un ou plusieurs agent(s) chimique(s) dans la poussière dont le respect vise à protéger la santé de la population générale. Elles sont élaborées de manière à ce que, en théorie, 90, 95 ou 99 % de la population la plus vulnérable soit protégée, selon le choix de valeur fait par le gestionnaire.

Les VGPI sont construites pour des expositions long terme par voie orale, sur des scénarios d'exposition de la vie quotidienne, afin de faciliter la gestion courante des concentrations élevées des contaminants dans la poussière. Elles permettent ainsi d'aider à l'interprétation des résultats de mesures réalisés dans des environnements intérieurs.

1.2.2. Unité des VGPI

Les VGPI sont exprimées en concentrations massiques : masse de polluant par masse de poussière ($\mu\text{g.g}^{-1}$). La conversion des concentrations massiques (en $\mu\text{g.g}_{\text{poussière}}^{-1}$) en concentrations surfaciques (masse de polluant par surface prélevée en $\mu\text{g}_{\text{substance.m}^{-2}}$) nécessite de disposer de mesures de l'empoussièrement : masse de poussière par unité de surface ($\mu\text{g}_{\text{poussière.m}^{-2}}$). Celui-ci devrait être idéalement mesuré ; par défaut, une valeur issue de la littérature peut être utilisée.

1.3. Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation

Les travaux d'expertise relatifs aux VGPI reposent sur les instances d'expertise suivantes :

- Pour la partie A du rapport relative à l'élaboration des valeurs guides :
 - le groupe de travail « Valeurs guides pour les poussières intérieures (VGPI) », en charge de l'élaboration des VGPI ;
 - le comité d'experts spécialisés (CES) dédié aux « Valeurs sanitaires de référence », appelé CES VSR, qui a la charge de l'élaboration et de la validation des diverses valeurs de référence sur lesquelles l'Anses est sollicitée (VTR, VLEP/VLB/VBR, VGAI, VGPI, DNEL).
- Pour la partie B du rapport relative à l'évaluation des méthodes de mesures :
 - le groupe de travail (GT) « Métrologie », notamment en charge de recommander des méthodes de mesures à des fins de comparaison avec les VGAI, VGPI et VLEP et de documenter les niveaux de concentration et d'exposition pour les polluants étudiés ;
 - le CES « Évaluation des risques liés aux milieux aériens », appelé CES Air, chargé des questions relatives à l'évaluation des dangers et des risques pour la santé humaine (population générale et travailleurs) liés à la qualité des milieux aériens.

Ces travaux d'expertise ont été soumis régulièrement aux CES concernés tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques. Le rapport compilant les deux parties produites

respectivement par le GT VGPI et le GT Métrologie tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres des CES.

Le CES VSR a validé les propositions de VGPI pour le plomb le 27 juin 2024. Le CES Air a validé les recommandations relatives aux méthodes de mesure du plomb en lien avec les VGPI proposées, le 28 janvier 2025.

Concernant le recueil des valeurs de référence existantes pour le plomb, le GT VGPI s'est appuyé sur l'audition du Président des groupes de travail du Haut conseil de santé publique sur les recommandations pour la gestion des expositions au plomb de la population générale (2014-2015, 2017 et 2020).

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 (mai 2003) »

1.4. Prévention des risques de conflits d'intérêts

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 <https://dpi.sante.gouv.fr/>.

La présente saisine (n°2022-MPEX-0031) fait apparaître un lien d'intérêt induisant un risque potentiel de conflit pour deux experts du CES VSR. De ce fait, ces experts n'ont pas participé à l'examen des travaux découlant de la saisine concernée.

2. Informations générales

2.1. Identification de la substance

Le plomb peut se trouver dans les poussières sous différentes formes chimiques selon leur provenance. Sous sa forme de corps simple, c'est un métal dense, de couleur grise, brillant lorsqu'il est fraîchement coupé, mais qui s'oxyde rapidement au contact de l'air.

Les dérivés du plomb dont l'utilisation rend possible sa présence dans les poussières sont principalement des dérivés inorganiques (sels de plomb, principalement sulfate : PbSO_4 , carbonates : PbCO_3 , $(\text{PbCO}_3)_2 \cdot \text{Pb}(\text{OH})_2$, oxydes de plomb(II), de plomb(IV) et mixtes de plomb(II, IV) : PbO , PbO_2 , Pb_3O_4 , Pb_2O_3 , et sulfure de plomb : PbS), sinon quelques dérivés organométalliques (acétate, oléate et stéarate).

Tableau 1 : Identification du plomb élémentaire (métal)

Nom	Plomb
Numéro CAS	7439-92-1
Numéro EINECS	231-100-4
Formule	Pb
Famille chimique	métal

2.2. Propriétés physico-chimiques

Les propriétés physico-chimiques des principaux composés du plomb ayant été détaillées par l'INERIS (2016), seules les propriétés du plomb élémentaire (métal) sont données ci-après.

Tableau 2 : Propriétés physico-chimiques du Plomb (INRS 2020a, INERIS 2016)

Forme physique	solide
Poids moléculaire	207,2 g.mol ⁻¹
Point d'ébullition	1740 à 1749 °C (P. atm.)
Point de fusion	326 à 327,5 °C
Pression de vapeur	0,133 kPa à 980 °C 53,3 kPa à 1600 °C
Densité	11,35 à 20 °C
Solubilité	Soluble dans l'acide nitrique dilué et les acides sulfurique ou chlorhydrique concentrés à chaud

2.3. Réglementation

- Classification européenne

Le plomb possède une classification harmonisée selon le règlement (CE) n°1272/2008 relatif à la classification, l'étiquetage et l'emballage des substances et des mélanges, dit « CLP » :

- Toxicité pour la reproduction de catégorie 1A – H360FD (Peut nuire à la fertilité. Peut nuire au fœtus).

- Effets sur ou *via* l'allaitement – H362 (Peut être nocif pour les bébés nourris au lait maternel) ;
- Danger pour le milieu aquatique – toxicité aiguë de catégorie 1 – H400 (Très toxique pour les organismes aquatiques) ;
- Dangers pour le milieu aquatique – toxicité chronique de catégorie 1 – H410 (Très toxique pour les organismes aquatiques, entraîne des effets néfastes à long terme).

- Règlement REACH

Le plomb est produit et/ou importé dans l'Union Européenne à plus de 1 million de tonnes par an (ECHA 2024).

Le plomb (incluant ses composés) fait l'objet d'une restriction au sens du règlement (CE) n°1907/2006, dit REACH, car il est inscrit à l'annexe XVII depuis 2016, limitant son utilisation ou sa mise sur le marché pour un usage précis : il ne peut pas être mis sur le marché ni utilisé dans une partie individuelle¹ d'articles de bijouterie si la concentration en plomb est supérieure ou égale à 0,05 % du poids. De même, le plomb ne peut être mis sur le marché ou utilisé dans des articles destinés au grand public, si la concentration en plomb dans ces articles ou parties accessibles de ceux-ci est égale ou supérieure à 0,05 % du poids, et si ces articles ou parties accessibles de ceux-ci peuvent, dans des conditions d'utilisations normales ou raisonnablement prévisibles, être mis en bouche par des enfants². Cette limite ne s'applique pas lorsqu'il peut être démontré que le taux de libération de plomb par un tel article ou une telle partie accessible d'un article, qu'il soit revêtu ou non, ne dépasse pas 0,05 µg.cm⁻² par heure (équivalent à 0,05 µg.g⁻¹.h⁻¹) et, pour les articles revêtus, que le revêtement est suffisant pour garantir que ce taux de libération n'est pas dépassé pendant une période d'au moins deux ans de conditions d'utilisations normales ou raisonnablement prévisibles de l'article.

Depuis 2018, l'Agence européenne sur les substances chimiques (ECHA) a inscrit le plomb sur la liste des substances extrêmement préoccupantes (SVHC) candidates en vue d'une autorisation (ce qui constitue en réalité une forme de limitation forte des usages), en raison de sa toxicité pour la reproduction.

- Dispositif de lutte contre le saturnisme infantile

Le saturnisme infantile est l'intoxication d'un enfant par le plomb, qui peut avoir de lourdes conséquences pour la santé des enfants. Il s'agit d'une maladie à déclaration obligatoire³.

Le constat de cas de saturnisme infantile en France dans les années 1980-1990 a conduit à adopter en 1998 un dispositif de lutte contre le saturnisme infantile, notamment dirigé contre le risque lié aux peintures anciennes dégradées dans l'habitat. Ce dispositif s'appuie sur la mise en œuvre d'une procédure de signalement et de déclaration des cas de saturnisme infantile et de mesures d'urgence (obligation de travaux) et sur un dispositif de prévention (cf. loi du 29 juillet 1998 d'orientation relative à la lutte contre les exclusions). Ces mesures ont été consolidées par la loi n° 2004-806 du 9 août 2004 relative à la politique de santé publique (instruction n°DGS/EA1/EA2/EA3/EA4/2016/283 du 21 septembre 2016).

¹ « Toute partie individuelle inclut les matériaux à partir desquels les bijoux sont fabriqués, ainsi que les composants individuels des articles de bijouterie. »

² « Il est considéré qu'un article ou une partie accessible d'un article peut être placé dans la bouche par des enfants s'il est inférieur à 5 cm dans une dimension ou s'il comporte une partie détachable ou saillante de cette taille. »

³ [Saturnisme infantile - Santé publique France \(santepubliquefrance.fr\)](https://www.santepubliquefrance.fr), consulté le 6 juin 2024.

3. Données d'exposition

3.1. Sources d'exposition au plomb

Le plomb est présent dans la croûte terrestre et dans tous les compartiments de la biosphère. Néanmoins, les rejets atmosphériques sont principalement anthropiques, provenant des industries essentiellement. Dans les sols, la présence de plomb est naturelle ou résulte des retombées atmosphériques actuelles ou passées liées à la combustion d'essence contenant du plomb jusqu'à son interdiction et localement des déchets industriels solides provenant de l'extraction de minerai de plomb, du recyclage des batteries électriques ou de l'affinage de plomb. La détérioration de la peinture à base de plomb recouvrant des surfaces peintes constitue également une source de pollution par le plomb dans les sols (Ineris 2016).

Les bâtiments anciens, les monuments historiques, les établissements recevant du public peuvent être, notamment lorsqu'ils font l'objet d'importants travaux de rénovation ou d'un sinistre tel qu'un incendie, à l'origine de poussières de plomb susceptibles de se déposer sur les espaces publics : voirie, trottoirs, mobilier urbain, etc.⁴

Du fait de son utilisation abondante dans le passé, pour des peintures et canalisations d'eau notamment, le plomb peut être présent dans les habitations. La population est en outre exposée par l'alimentation, l'eau de boisson et les poussières extérieures apportées au domicile par les vêtements des travailleurs exposés par leur activité (Ineris 2016), ou par transport des poussières du sol extérieur vers les logements. L'exposition par ingestion de poussières peut être majoritaire (bien au-delà des 30 % nécessaires pour considérer comme pertinente l'élaboration d'une VGPI) chez les enfants les plus exposés en France (Glorennec *et al.* 2016, Vanacker *et al.* 2020), mais également aux États-Unis d'Amérique (Zartarian *et al.* 2017). Certaines personnes peuvent avoir de surcroît une surexposition spécifique, du fait de leur activité professionnelle, mais aussi de leur habitat ou lieu de vie ou de leurs loisirs etc. Les sources et modalités de surexposition non professionnelle sont indiquées dans les tableaux en Annexe 1 (HCSP 2017). Les loisirs pouvant entraîner une exposition au plomb sont notamment les suivants : tir, poterie, fonte de soldats en plomb... (Ineris 2016).

3.2. Concentrations en plomb dans la poussière

Les concentrations en plomb total des poussières au domicile des enfants vivant en France métropolitaine ont été estimées à partir d'un échantillon de 484 enfants de 6 mois à 6 ans (Glorennec *et al.* 2012, Lucas *et al.* 2012). Dans chaque pièce, les poussières ont été prélevées par lingettes ne contenant pas de plomb sur une surface de 0,1 m² selon les recommandations de la norme NF X 46-032. La minéralisation a été conduite de façon séquentielle pour permettre l'analyse du plomb acido-soluble et du plomb total. L'analyse a été réalisée par ICP-MS. Les limites de quantification pour le plomb total et pour le plomb acido-solubles sont respectivement de 2 µg.m⁻² et 1 µg.m⁻².

Les concentrations en plomb total mesurées sont présentées dans le Tableau 3.

⁴ <https://www.iledefrance.ars.sante.fr/presence-de-plomb-dans-les-espaces-publics>, consulté le 15 mai 2024.

Tableau 3 : Concentrations en plomb total contenu dans la poussière de logements, France 2008-2009 (d'après Glorennec et al. 2012)

centiles	Concentrations en $\mu\text{g.m}^{-2}$	
	Plomb total	Plomb acido-soluble
min	< LQ*	-
P10	2	-
P25	4	3,7
P50	9	7,3
P75	17	13,5
P90	39	-
P95	63	28,7
max	1412	-

*LQ : limite de quantification ($2 \mu\text{g.m}^{-2}$). Les valeurs rapportées sont celles établies pour un échantillon redressé de 3 453 789 logements pour les concentrations surfaciques en plomb total (n observé = 471) et un échantillon redressé de 3 449 152 logements pour les concentrations surfaciques en plomb acido-soluble (n observé = 471).

De 2013 à 2017, l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) a mené une enquête nationale dans 300 écoles françaises pour décrire la qualité de l'environnement intérieur des salles de classe (OQAI 2019). Au cours de cette campagne de mesures, le plomb dans les poussières déposées au sol a été prélevé par lingette, (gabarit de $0,1 \text{ m}^2$) et par aspiration à l'aide d'un aspirateur à embout dédié, suivi d'un tamisage à $100 \mu\text{m}$. Les concentrations en plomb total et en plomb acido-solubles ont été déterminées par ICP-MS (Tableau 4)

Avec le prélèvement par lingette, le plomb total et le plomb acido-soluble étaient quantifiés dans la quasi-totalité des écoles (99 %). La médiane des concentrations était égale à $8 \mu\text{g.m}^{-2}$ pour le plomb total et à $6,1 \mu\text{g.m}^{-2}$ pour le plomb acido-soluble. Les limites de quantifications étaient de $0,9 \mu\text{g.m}^{-2}$ pour le plomb acido-soluble et de $1,8 \mu\text{g.m}^{-2}$ (plomb total).

Avec le prélèvement par aspiration, le plomb total et le plomb acido-soluble étaient quantifiés dans la totalité des écoles. La médiane des concentrations était égale à $64,7 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le plomb total et à $46,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le plomb acido-soluble. Les limites de quantification étaient de $1,7 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le plomb acido-soluble et de $5 \mu\text{g.g}^{-1}$ pour le plomb total.

Tableau 4 : Concentrations en plomb dans les écoles (OQAI 2013-2017)

Centiles	Prélèvement par lingette Concentrations en $\mu\text{g.m}^{-2}$		Prélèvement par aspiration Concentrations en $\mu\text{g.g}^{-1}$	
	Plomb total	Plomb acido-soluble	Plomb total	Plomb acido-soluble
P5	2,1	1,8	29,2	18,8
P25	4,9	3,6	44,7	31,2
P50	8	6,1	64,7	46,3
P75	13,2	10,7	96,6	70,8
P95	43,2	34,5	226	179
Moyenne arithmétique $\pm$ écart-type	$16,2 \pm 1,1$	$13,2 \pm 0,8$	$91,4 \pm 4,2$	$67,6 \pm 3,8$

Les valeurs rapportées sont celles établies pour un échantillon redressé de 67 299 écoles pour les concentrations surfaciques en plomb total (n observé = 301 écoles), un échantillon redressé de

Centiles	Prélèvement par lingette Concentrations en $\mu\text{g.m}^{-2}$		Prélèvement par aspiration Concentrations en $\mu\text{g.g}^{-1}$	
	Plomb total	Plomb acido-soluble	Plomb total	Plomb acido-soluble
63 945 écoles pour les concentrations surfaciques en plomb acido-soluble (n observé = 288 écoles) et un échantillon redressé de 65 532 écoles (n observé = 295 écoles) pour les concentrations massiques.				

3.3. Contribution de l'exposition par ingestion de poussière à l'exposition totale en plomb

L'expertise de l'Anses préalable à la réflexion méthodologique d'élaboration de VGPI indiquait que, pour le plomb, très largement étudié, la contribution de la poussière déposée à l'exposition totale était très documentée, avec de nombreuses études aux résultats cohérents (Anses 2020c). Cette expertise citait notamment la revue de Larsson et Berglund (2018), portant sur plusieurs composés chimiques dans la poussière déposée en environnement intérieur en Europe, en Amérique du Nord, en Australie et en Nouvelle-Zélande. Pour le plomb, les auteurs montrent :

- une corrélation fortement significative entre les teneurs dans la poussière et l'imprégnation humaine ;
- que l'ingestion de poussière peut être un fort contributeur de l'exposition totale au plomb.

Plusieurs études ont été menées en France. Il semble que le plomb soit, parmi les métaux et métalloïdes les plus étudiés, le seul pour lequel l'ingestion de poussière constitue une source d'exposition pouvant dépasser l'alimentation pour les plus exposés (Anses 2020c).

Vanacker *et al.* (2020) ont étudié l'exposition agrégée au plomb chez 511 enfants en France âgés de six mois à trois ans. L'étude a montré que les niveaux d'exposition au plomb chez les enfants varient considérablement entre les différentes sources d'exposition. Si, pour une exposition faible au plomb (25^e centile), l'exposition alimentaire est plus élevée que les autres sources d'exposition, ce n'est pas le cas pour les enfants les plus exposés. En effet, les calculs des contributions des différentes sources d'exposition à l'exposition totale indiquent que l'ingestion de poussière contribue majoritairement à l'exposition globale pour les enfants les plus exposés. Sa contribution est de 57 % pour l'exposition globale médiane, de 84 % chez les 10 % d'enfants les plus exposés et de 93 % chez les 5 % d'enfants les plus exposés (Tableau 5).

Tableau 5 : Contributions moyennes (%) des différentes sources d'exposition pour les 50 %, 10 % et 5 % d'enfants (âgés de six mois à trois ans) présentant l'exposition globale au plomb la plus élevée. Les estimations sont exprimées en valeurs médianes et les intervalles de confiance à 95 % sont présentés entre crochets (d'après Vanacker *et al.* 2020)

	50 % les plus exposés	10 % les plus exposés	5 % les plus exposés
Alimentation	13 [13 - 13]	2,5 [2,5 – 2,6]	1,3 [1,3 – 1,4]
Sol	27 [27 – 27]	12 [12 – 13]	5,7 [5,2 – 6,1]
Poussière	57 [57 – 58]	84 [84 – 85]	93 [92- 93]
Eau	2,3 [2,3 – 2,4]	0,93 [0.85 – 1.0]	0,29 [0,26 – 0,34]
Air	0,25 [0,25 – 0,26]	0,06 [0,05 – 0,06]	0,11 [0,07 – 0,19]

Ainsi, l'exposition au plomb par ingestion de poussière contribue de manière non négligeable à l'exposition totale chez les plus exposés, ce qui justifie l'intérêt de disposer d'une VGPI.

3.4. Bioaccessibilité

La littérature scientifique recense plusieurs tests *in vitro* pour mesurer la bioaccessibilité du plomb, à savoir les tests SBRC, PBET, IVG, DIN, UBM, RIVM et Method 1340 de l'US EPA (Billmann *et al.* 2023). Néanmoins, la validation par comparaison avec des essais *in vivo* de ces tests de bioaccessibilité est un prérequis à leur utilisation. Ainsi, les meilleures corrélations *in vivo/in vitro* pour le plomb ont été mises en évidence avec les tests Method 1340 de l'US EPA, PBET, UBM, RIVM et IVG. Parmi ces tests, Method 1340 répond à un maximum de critères pour la validation, suivi des tests UBM et RIVM.

En France, la mesure de la bioaccessibilité de plomb sur la matrice sol se fait classiquement par la méthode UBM (ISO 17924). Sur la matrice poussière, la mesure du plomb acido-soluble est utilisée dans le dispositif réglementaire de lutte contre le saturnisme infantile. Le plomb acido-soluble est une approximation du plomb bioaccessible. La mesure de plomb acido-soluble sur la matrice poussière a été récemment validée au regard de comparaisons sur la matrice sol avec le test UBM afin de prédire en première approche la bioaccessibilité du plomb (Pelfrène *et al.* 2020) et est en cours de normalisation ISO.

Partie A du CES VSR : Proposition des VGPI

4. Synthèse des effets sur la santé

Les données sur les effets sur la santé du plomb sont issues d'études expérimentales et épidémiologiques qui ne mentionnent que rarement la ou les formes chimiques du plomb. Sauf indications particulières, les données présentées dans ce paragraphe concernent le plomb et ses dérivés inorganiques sans référence à la spéciation.

Par ailleurs, le plomb pénètre dans l'organisme essentiellement par voie orale et par voie respiratoire. Cependant, la VGPI vise les poussières déposées, dont l'absorption se fait par voie orale à la suite d'un contact main-bouche ; en conséquence, seule la voie orale est documentée dans ce rapport. De plus, la VGPI étant construite pour des expositions chroniques, la synthèse des effets sur la santé s'intéresse uniquement à la toxicité chronique. Les principaux éléments sont décrits ci-après, la toxicité du plomb étant par ailleurs bien documentée dans les monographies de divers organismes (Anses 2013, ATSDR 2020, INRS 2020a, Efsa 2010...).

4.1. Toxicocinétique

Absorption

L'absorption digestive du plomb est influencée par ses caractéristiques physico-chimiques et est facilitée par la vitamine D, un régime riche en graisses ou carencé en calcium. Le taux d'absorption est compris entre 5 et 10 % chez l'adulte et entre 40 et 50 % chez l'enfant (INERIS 2016, INRS 2020a).

Distribution

Le plomb dans l'organisme se retrouve principalement dans trois compartiments (sang, tissus mous, squelette), qui possèdent des cinétiques d'élimination différentes (INRS 2020a) :

- le sang, avec une demi-vie d'environ 1 mois. Le plomb sanguin ne représente que 1 à 2 % de la quantité de plomb présente dans l'organisme. Dans le sang, 95 % du plomb se retrouve dans les érythrocytes, le reste étant dans le plasma, lié à l'albumine. La concentration sanguine est modulée par des variations individuelles d'origine nutritionnelle (interférence avec le zinc ou le calcium) ;
- les tissus mous comme les tissus des systèmes nerveux central et périphérique ainsi que le foie, les reins et les muscles, avec une demi-vie du plomb d'environ 40 à 60 jours ; il représente de 5 à 10 % de la charge corporelle ;
- les os contiennent jusqu'à 90 % de la charge corporelle en plomb total avec une demi-vie comprise entre 10 et 30 ans chez l'Homme. Le plomb est bioaccumulé dans le squelette par transfert à partir des deux autres compartiments. Le plomb peut être libéré par échange ionique ou activité ostéoclastique dans certaines circonstances physiologiques (grossesse, allaitement), maladies chroniques (ostéoporose...), en cas d'immobilisation prolongée ou d'administration d'hormones parathyroïdiennes. Dans ces conditions de libération, le plomb osseux peut faire augmenter la plombémie et représenter jusqu'à 50 % de la concentration sanguine. La fraction de plomb dans les os augmente avec l'âge.

Le plomb passe facilement la barrière placentaire par simple diffusion. À la naissance, les plombémies maternelles et fœtales sont similaires (INERIS 2016).

Élimination

Le plomb n'est pas métabolisé dans l'organisme. Il est excrété principalement par les voies urinaire (> 75 %) et fécale (15-20 %). L'excrétion rénale se fait par filtration glomérulaire, mais avec une réabsorption tubulaire possible. Le reste est éliminé par la salive, la sueur, les phanères et le lait maternel (INRS 2020a, INERIS 2016).

4.2. Toxicité chronique par voie orale

4.2.1. Effets cardiovasculaires

L'ATSDR (2020) a rapporté un grand nombre d'études épidémiologiques montrant des effets néfastes sur le système cardiovasculaire associés à l'exposition au plomb. La plupart de ces études ont évalué les effets chez les adultes ; seulement quelques études ont été menées chez les enfants. L'effet de l'exposition au plomb sur la pression artérielle est le plus étudié, avec des résultats cohérents d'associations positives entre l'exposition au plomb (estimée par la plombémie) et la pression artérielle (élévation de la pression artérielle systolique et diastolique, augmentation du risque d'hypertension artérielle).

D'autres pathologies (par exemple maladies cardiovasculaires telles qu'infarctus du myocarde, cardiopathies ischémiques, hypertrophie ventriculaire gauche, arythmies cardiaques et angine de poitrine, athérosclérose, défauts de conduction cardiaque et mortalité due aux maladies cardiovasculaires) sont rapportées avec majoritairement des associations positives avec la plombémie, malgré quelques associations négatives. L'ATSDR (2020) rapporte que, dans certaines études, des associations positives ont été observées avec le plomb osseux, un biomarqueur d'exposition cumulative, et une augmentation de la pression artérielle et du risque d'hypertension.

Plusieurs organismes (NTP, Santé Canada, Efsa) ont conclu que les niveaux de preuves d'association entre une plombémie inférieure à 100 µg.L⁻¹ et une augmentation de la pression artérielle chez l'adulte étaient suffisants (Anses 2013).

Chez la femme enceinte, parmi les sept études analysées par le NTP (2012) qui ont montré une association entre la plombémie et l'augmentation de la pression artérielle et/ou l'hypertension artérielle, cinq études comprenaient des plombémies inférieures à 100 µg.L⁻¹ et deux rapportaient des plombémies inférieures à 20 µg.L⁻¹ (Anses 2013).

4.2.2. Effets hématologiques

De nombreuses études épidémiologiques ont évalué les effets hématologiques associés à l'exposition au plomb chez les adultes (population générale et travailleurs) et les enfants. Le mécanisme d'action, bien connu, passe par une inhibition des enzymes de synthèse de l'hème, en particulier l'acide δ-aminolévulinique déshydratase (ALAD) (ASTDR 2020). Les effets sont dose-dépendants et se manifestent pour des plombémies inférieures à 100 µg.L⁻¹ (inhibition de l'ALAD), situées autour de 150-300 µg.L⁻¹ (inhibition de la chélation du fer dans l'hème) et autour de 500-600 µg.L⁻¹ (réduction des concentrations d'hémoglobine)⁵.

⁵ Historiquement, les valeurs de plombémie étaient données en µg.dL⁻¹. Dans un souci d'homogénéité, le GT a converti toutes les valeurs données en µg.dL⁻¹ en µg.L⁻¹ en les multipliant par un facteur 10, sans revenir à la donnée source.

Une intoxication au plomb peut également engendrer une anémie normocytaire chez les femmes et les enfants, généralement associée à une carence en fer qui peut conduire à une anémie microcytaire hypochrome plus sévère. Le seuil de concentration de plomb dans le sang entraînant une diminution de l'hémoglobine a été estimé à 500 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour les adultes exposés professionnellement (CIRC 2006).

4.2.3. Effets rénaux

Des études épidémiologiques menées sur des adultes montrent que l'exposition au plomb peut entraîner une altération de la fonction rénale et contribuer au développement d'une maladie rénale chronique. Quelques études chez l'enfant montrent également une diminution de la fonction rénale (diminution du débit de filtration glomérulaire) (ASTDR 2020).

Des plombémies inférieures à 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ peuvent être associées à des déficiences rénales fonctionnelles : modifications de la protéinurie, de la filtration glomérulaire ou de l'excrétion de la créatinine (taux de créatinine urinaire et valeurs de clairance) (Anses 2013).

4.2.4. Effets neurologiques

L'intoxication au plomb touche aussi bien le système nerveux central que le système nerveux périphérique ; cependant, les effets périphériques (ralentissement de la vitesse de conduction nerveuse notamment) ont, jusqu'à présent, été décrits principalement chez les adultes en milieu professionnel (CIRC 2006).

Plusieurs études épidémiologiques ont évalué les effets du plomb sur la fonction neurologique chez les enfants et les adultes. Avec l'amélioration de la sensibilité analytique pour la détection du plomb dans les différents milieux biologiques, les effets neurologiques observés sont associés à des plombémies de plus en plus basses, suggérant l'absence d'un seuil de concentration pour les effets du plomb sur les fonctions cognitives (ATSDR 2020).

Chez les enfants, des effets neurocomportementaux ont été rapportés pour des plombémies inférieures ou égale à 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (ATSDR 2020) :

- diminution des fonctions cognitives (apprentissage et mémoire), y compris la diminution du quotient intellectuel (QI) ;
- altération de l'humeur et des comportements pouvant contribuer à des déficits d'apprentissage, y compris des déficits d'attention, de l'hyperactivité, des comportements autistiques, des troubles du comportement ;
- altération des fonctions neuromotrices et neurosensorielles, y compris la motricité globale et fine, la coordination visuo-motrice et le seuil auditif.

Les symptômes d'une intoxication sévère au plomb chez l'enfant sont généralement associés à une plombémie de 700 $\mu\text{g.L}^{-1}$, mais peuvent se manifester chez certains enfants à une concentration de 500 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Les premiers symptômes comprennent la léthargie, les crampes abdominales, l'anorexie et l'irritabilité. Chez les enfants de moins de 2 ans, les symptômes évoluent vers des vomissements, la somnolence et l'ataxie, puis une alternance de périodes d'hyperirritabilité et de stupeur, et enfin de coma et de crises d'épilepsie. Les enfants qui survivent sont soit gravement handicapés sur le plan cognitif, soit présentent un retard mental (CIRC 2006).

4.3. Reprotoxicité et toxicité sur le développement

Des études épidémiologiques ont évalué les effets du plomb sur les fonctions reproductives masculines et féminines. Chez l'homme, la plupart des expositions étaient professionnelles, avec une moyenne de plombémie supérieure à 100 µg.L⁻¹. En général, les études montrent des preuves cohérentes d'effets sur les spermatozoïdes (production, motilité, viabilité et morphologie), la quantité et la composition du sperme, les niveaux d'hormones reproductives sériques et la fertilité, la gravité des effets augmentant avec l'augmentation de la plombémie (ATSDR 2020, CIRC 2006).

Contrairement aux études chez l'homme, la plupart des expositions chez la femme sont non professionnelles, avec une plombémie moyenne inférieure ou égale à 100 µg.L⁻¹. Les résultats sur les taux sériques d'hormones de reproduction, la fertilité, les avortements spontanés et les naissances prématurées ne sont pas cohérents ; il est donc difficile d'évaluer la dose-dépendance de ces effets chez les femmes (ATSDR 2020).

De nombreuses études épidémiologiques ont évalué les effets sur le développement (issues des grossesses, anomalies congénitales, anomalies du tube neural, diminution des mesures anthropométriques chez les enfants et retard de la puberté) associés à l'exposition au plomb *in utero*. Ces études portaient essentiellement sur une exposition non professionnelle avec une plombémie inférieure ou égale à 100 µg.L⁻¹. En général, les études montrent des preuves mitigées pour des effets sur la taille du nourrisson à la naissance et les mesures anthropométriques chez les enfants, et des preuves plus cohérentes pour le retard de la puberté. Cependant, plusieurs études, notamment des études prospectives, ne montrent pas d'association entre des plombémies inférieures ou égales à 100 µg.L⁻¹ et des effets sur le développement (ATSDR 2020).

4.4. Génotoxicité

Des études épidémiologiques ont examiné les effets génotoxiques associés à l'exposition au plomb chez les adultes (populations générales et travailleurs) et les enfants. La plupart des études ont été menées sur de petites populations de travailleurs. Elles rapportent des associations entre une plombémie supérieure à 100 µg.L⁻¹ et des paramètres génotoxiques (mutation génétique, dommages à l'ADN, échange de chromatides-sœurs, formation de micronoyaux et méthylation de l'ADN), bien que certaines associations négatives aient été rapportées. Peu d'études épidémiologiques ont évalué la génotoxicité à des concentrations de plombémies inférieures ou égales à 100 µg.L⁻¹ (ATSDR 2020). Par ailleurs, les co-expositions au plomb et à d'autres composés ne peuvent être exclues. Il est donc difficile d'attribuer au seul plomb des effets génotoxiques (CIRC 2006).

Les études réalisées chez des sujets non professionnellement exposés ne retrouvent pas d'effet génotoxique corrélé avec la plombémie (INRS 2020a).

4.5. Cancérogénicité

Des études épidémiologiques ayant recherché des associations entre l'exposition au plomb et le cancer du poumon, du cerveau, de l'estomac, du rein et de la vessie rapportent des preuves limitées chez l'Homme. Les résultats ne sont pas cohérents et l'interprétation est limitée en raison de facteurs de confusion non pris en compte dans l'analyse, notamment le tabagisme,

les antécédents familiaux de cancer et la co-exposition à d'autres agents cancérigènes (ATSDR 2020).

Le CIRC a classé les composés inorganiques du plomb comme probablement cancérigènes pour l'Homme (groupe 2A) et les composés organiques du plomb comme non classables quant à leur cancérigénicité pour l'Homme (groupe 3) (CIRC 2006).

4.6. Populations sensibles

Les enfants sont plus vulnérables que les adultes aux effets du plomb pour plusieurs raisons :

- une plus grande proportion du plomb ingéré est absorbée par le tractus gastro-intestinal des enfants ;
- la barrière hémato-encéphalique est plus perméable au plomb chez l'enfant que chez l'adulte ;
- le système nerveux en développement est plus vulnérable aux effets toxiques du plomb que le système nerveux mature (ATSDR 2020, CIRC 2006).

Globalement, les jeunes enfants sont plus exposés au plomb environnemental que les individus plus âgés, quel que soit le mode d'exposition considéré. En effet, relativement à leur masse ou à leur surface corporelle, ils consomment plus d'aliments, boivent plus d'eau et ont un débit respiratoire plus élevé (HCSP 2021).

5. Élaboration des VGPI pour le plomb

5.1. Choix de la méthode d'élaboration

Conformément à la méthode d'élaboration des VGPI (Anses 2025), le GT a examiné les modèles associant les concentrations en plomb dans la poussière à l'exposition.

Une enquête nationale de prévalence du saturnisme chez 3 831 enfants âgés de six mois à six ans a été menée en France entre 2008 et 2009 (étude Saturn'inf⁶) par Santé Publique France, SpF, anciennement l'Institut de Veille Sanitaire). Cette étude avait notamment pour objectifs d'estimer la prévalence du saturnisme infantile chez les enfants de 6 mois à 6 ans en France en 2008-2009 et de décrire les niveaux d'imprégnation au plomb des enfants dans chaque région (Etchevers *et al.* 2014).

Etchevers *et al.* (2015) ont modélisé les relations entre les concentrations dans les médias d'exposition, dont la poussière au domicile, et la plombémie des enfants. La plombémie était positivement corrélée à la concentration en plomb des poussières, et ce dès les faibles concentrations. La puissance de l'étude n'a cependant pas permis d'avoir une bonne précision des estimateurs, surtout pour les extrêmes de la distribution des plombémies. Par ailleurs, l'utilisation d'un tel modèle nécessite le recueil des autres facteurs de risques (âge, sexe...) sur lesquels le modèle est ajusté ; ces limites avaient conduit l'Anses (2020a) à ne pas recourir à ce modèle, qui avait une visée explicative plus que prédictive, dans le cadre de ces travaux d'expertise sur la contamination d'espaces publics extérieurs par le plomb.

Le GT suit donc la recommandation du guide méthodologique de l'Anses (2025) qui précise les recommandations de l'Anses (2020c) de calculer la dose à partir de la concentration et des paramètres humains d'exposition et donc d'utiliser l'équation suivante :

$$VGPI = \frac{VTR \times P_{\text{poussière}}}{\frac{Q}{PC} \times B}$$

Où : VTR : valeur toxicologique de référence, exprimée en $\mu\text{g.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$, ou point de départ (NOAEL, BMD, BMDL, LOAEL) associé à des facteurs d'incertitudes

$P_{\text{poussière}}$: part de la VTR attribuée à l'exposition à la poussière

B : bioaccessibilité relative⁷

Q : masse de poussière ingérée par jour, exprimée en $\text{g}_{\text{poussière}}.\text{j}^{-1}$

PC : poids corporel, exprimé en kg

VGPI : valeur guide pour les poussières intérieures, exprimée en $\mu\text{g.g}_{\text{poussière}}^{-1}$

⁶ L'étude de santé sur l'Environnement, la biosurveillance, l'activité physique et la nutrition (Esteban), réalisée entre avril 2014 et mars 2016, a retrouvé les mêmes facteurs d'exposition dans la population en France continentale âgée de 6 à 74 ans.

⁷ La bioaccessibilité relative est définie comme le rapport entre la bioaccessibilité de la substance dans la matrice considérée et celle de la substance dans la matrice de l'étude ayant servi de base pour l'élaboration de la VTR.

5.2. Choix de la VTR ou du point de départ

Il est rappelé ici que seule la voie orale est documentée dans ce rapport et que la VGPI est construite pour des expositions chroniques. Par conséquent, le travail de recueil des valeurs toxicologiques de référence et des points de départ ne s'intéresse qu'aux valeurs établies pour des expositions à long terme.

5.2.1. Recueil et description des VTR ou points de départ

5.2.1.1. VTR ou points de départ à seuil

Les VTR long terme par voie orale pour les effets à seuil du plomb sont présentées dans le Tableau 6. À noter que l'Efsa a proposé une approche s'appuyant sur l'utilisation d'un PoD (une BMDL) pour calculer une marge d'exposition (MoE).

Tableau 6 : Synthèse des VTR long terme à seuil existantes par voie orale

VTR	Organisme	RIVM	OEHHA	Efsa			Anses	Santé Canada
	Année	2001	2007	2010			2013	2021
	Nom	TDI	HGV	BMDL ₀₁	BMDL ₀₁	BMDL ₁₀	VTR interne	DJT (provisoire)
	Valeur (unité)	3,6 µg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	10 µg.L ⁻¹	12 µg.L ⁻¹ / 0,50 µg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	36 µg.L ⁻¹ / 1,50 µg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	15 µg.L ⁻¹ / 0,63 µg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	15 µg.L ⁻¹ / 0,63 µg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	0,5 µg.kg ⁻¹ .j ⁻¹
Population cible		Homme	Enfants	Enfants	Adultes	Adultes	Adultes	Adultes
Effet critique		Neurodéveloppement	Neurodéveloppement (diminution d'un point de QI)	Neurodéveloppement (diminution d'un point de QI)	Cardiovasculaire (augmentation de la pression artérielle systolique)	Effets rénaux (augmentation de la prévalence de l'insuffisance rénale chronique)	Reprise de la BMDL ₁₀ calculée par l'Efsa (2010) pour les effets rénaux	Neurodéveloppement (diminution d'un point de QI)
Étude clé	Référence	JECFA 1987	Lanphear <i>et al.</i> (2005)	Lanphear <i>et al.</i> (2005)	Glenn <i>et al.</i> (2003), Vupputuri <i>et al.</i> (2003), Nash <i>et al.</i> (2003), Glenn <i>et al.</i> (2006)	Navas-Acien <i>et al.</i> (2009)		Efsa 2010 (basé sur Lanphear <i>et al.</i> (2005))
	Population de l'étude ou espèce	Enfants de 4 à 10 ans	Enfants de 4 à 10 ans	Enfants de 4 à 10 ans	Adultes	Adultes		Enfants de 4 à 10 ans
	Exposition (durée, voie)	Analyse poolée de 7 cohortes	Analyse poolée de 7 cohortes	Analyse poolée de 7 cohortes	Études épidémiologiques transversales et longitudinales	Étude portant sur la cohorte NHANES 1999–2006		Analyse poolée de 7 cohortes
Mode de construction de la VTR		Conversion de la PTWI* du JECFA (1987) de 25 µg.kg ⁻¹ .sem ⁻¹ en dose journalière	Modélisation loglinéaire des associations plombémie-QI en dessous de 10 µg.L ⁻¹	BMDL ₀₁ (recalculé par l'Efsa avec une régression linéaire multiple) Utilisation d'un modèle IEUBK** pour convertir la valeur de la	Moyenne des BMDL ₀₁ Utilisation de l'équation de Carlisle et Wade (1992) pour convertir la valeur de la plombémie en	BMDL ₁₀ (recalculée par l'Efsa en ajustant les modèles dose-réponse quantifiés) Utilisation de l'équation de	BMDL ₀₁ Utilisation d'une approche sans seuil Détermination de la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la BMD associée à une diminution d'1	

			plombémie en valeur par voie orale	valeur par voie orale	Carlisle et Wade (1992) pour convertir la valeur de la plombémie en valeur par voie orale		point de QI (soit la dose ingérée associée à une baisse d'1 point de QI dans une population d'enfants) Dose associée à un risque spécifique = BMDL ₀₁ (pas d'ajustement)
--	--	--	---------------------------------------	--------------------------	---	--	--

*PTWI : *Provisional Tolerable Weekly Intake*

**IEUBK : *Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model*

Le **RIVM** (2001) a repris la valeur établie par le JECFA en 1987, à savoir la dose hebdomadaire tolérable de $25 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (soit **$3,6 \mu\text{g.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$**) correspondant à l'absorption d'une dose moyenne n'entraînant pas d'augmentation de la plombémie chez les nourrissons et les enfants. Aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué.

À noter que le **JECFA** (2011) a réévalué sa valeur établie en 1987 sur la base des résultats d'une méta-analyse des données épidémiologiques, lesquels estimaient l'exposition alimentaire chronique correspondant à une diminution de 1 point de QI à $0,6 \mu\text{g.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$. Sur la base de cette analyse, la dose hebdomadaire tolérable précédemment établie de $25 \mu\text{g.kg}^{-1}$ est associée à une diminution d'au moins 3 points de QI chez les enfants. Le JECFA a alors conclu que cette valeur ne pouvait plus être considérée comme protectrice pour la santé et l'a retirée.

L'OEHHA (2007) a proposé une valeur de plombémie cible de $10 \mu\text{g.L}^{-1}$, spécifique aux enfants (HGV, *health guidance value*) sur la base de l'étude de Lanphear *et al.* (2005). Les auteurs ont effectué une analyse combinée des données de sept études de cohortes portant sur le suivi d'enfants depuis la naissance ou la petite enfance jusqu'à l'âge de 5 à 10 ans. Ces cohortes étudiaient l'association entre les fonctions cognitives de l'enfant à travers la mesure du quotient intellectuel (QI) et la plombémie. Le QI de chaque sujet en âge de scolarité primaire a été évalué (âge moyen lors de l'évaluation : 6,9 ans, avec une plage d'âges allant de 4,8 à 10 ans). Les évaluations du QI ont été effectuées au moyen d'une version adaptée à l'âge et au langage des échelles d'intelligence de Wechsler pour enfants (WISC-R, WISC-III, WPPSI ou WISC-Espagnol). Les covariables incluses dans l'analyse sont :

- pour la mère : le QI, l'âge au moment de l'accouchement, la scolarité et le statut matrimonial, la consommation d'alcool et/ou de tabac pendant la grossesse, les résultats de l'entrevue HOME (*Home Observation and Measurement of the Environment*) ;
- pour l'enfant : le sexe, le rang dans la fratrie et le poids à la naissance.

L'analyse portait sur 1333 enfants. La plombémie « contemporaine » (mesure de plombémie la plus récente par rapport au moment du passage du test de QI) était la mesure la plus fortement corrélée avec le QI⁸. L'étude de Lanphear *et al.* (2005) rapporte que la relation entre la concentration sanguine de plomb et le QI est bien décrite par une fonction log-linéaire.

L'OEHHA (2007) a utilisé une modélisation log-linéaire des associations plombémie-QI en dessous de $10 \mu\text{g.dL}^{-1}$ et calculé une pente moyenne de $-0,69$ (IC à 95 % = $-0,42$ à $-0,96$) points de QI par $\mu\text{g.dL}^{-1}$. L'extrémité supérieure de l'IC à 95 % de cette pente ($-0,96$ points par $\mu\text{g.dL}^{-1}$) a été retenue, donnant une valeur finale de $1 \mu\text{g.dL}^{-1}$ soit **$10 \mu\text{g.L}^{-1}$** . Le produit des facteurs d'incertitude total appliqué par l'OEHHA est égal à 1 ($FI_H = 1$; $FI_A = 1$; $FI_D = 1$), considérant que les données sur la toxicité du plomb sont suffisantes et que l'étude de Lanphear *et al.* (2005) porte sur la population la plus sensible aux effets neurodéveloppementaux du plomb.

L'Efsa (2010) a dérivé plusieurs BMDLs (*Benchmark Dose Lower Confidence Limits*) à partir des concentrations en plomb dans le sang et a déterminé plusieurs valeurs de MOE (marge d'exposition) sur la base de ces BMDLs et de l'exposition alimentaire.

Concernant les effets cognitifs (diminution d'un point de QI), l'Efsa a proposé une plombémie de référence de $12 \mu\text{g.L}^{-1}$ en réalisant une nouvelle modélisation de la relation entre la plombémie et le QI à partir des données individuelles provenant des sept études analysées

⁸ Les autres mesures examinées étant la plombémie maximale mesurée avant le test de QI, la moyenne des plombémies réalisées entre 6 mois et la moyenne des plombémies entre 6 et 24 mois

par Lanphear *et al.* (2005). La BMD calculée par l'EFSA correspond à la plombémie associée à la perte d'un point de QI. Plusieurs modèles de régression ont été testés en prenant comme variable dépendante le QI total et en tenant compte des covariables de la publication originale (poids à la naissance, barème de HOME, éducation maternelle et QI de la mère). Les modèles log-linéaire et linéaire par morceaux présentaient le meilleur ajustement aux données, avec des résultats très proches. *In fine*, la BMD₀₁ de 18 µg.L⁻¹ estimée à partir du modèle linéaire par morceaux a été retenue par l'EFSA. La limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % de cette BMD₀₁, **est égale à 12 µg.L⁻¹ (BMDL₀₁)**. Cette plombémie a été convertie en valeur par voie orale en utilisant un modèle IEUBK (BMDL₀₁ = 0,50 µg/kg/j). L'EFSA souligne qu'aucun seuil n'a pu être identifié pour l'effet du plomb sur le score de QI et que l'ampleur de l'effet était proportionnellement plus importante aux niveaux plus bas de plombémie. De ce fait, l'EFSA recommande que les évaluations de risques liés à l'exposition au plomb *via* l'alimentation soient réalisées en considérant une marge d'exposition de 10 (marge suffisante pour garantir l'absence de risque appréciable d'un effet cliniquement significatif sur le QI).

Concernant les effets cardiovasculaires (augmentation de la pression artérielle systolique), l'Efsa a identifié quatre études épidémiologiques transversales et longitudinales, portant sur des populations adultes, pour la quantification d'une relation dose-réponse entre la pression artérielle systolique (PAS) et les concentrations de plomb dans le sang (Glenn *et al.* 2003, 2006, Nash *et al.* 2003, Vupputuri *et al.* 2003). Des BMD₀₁ et BMDL₀₁ liées à une augmentation de la PAS de 1,2 mmHg ont été dérivées pour chaque étude, à partir des pentes estimées et des limites supérieures des intervalles de confiance à 95 %. L'Efsa a calculé une moyenne de ces BMDL₀₁ et a proposé une valeur de **36 µg.L⁻¹**, correspondant à la concentration de plomb dans le sang⁹.

Concernant les effets rénaux (insuffisance rénale chronique définie par un débit de filtration glomérulaire inférieur à 60 mL.min⁻¹), l'Efsa a choisi comme étude-clé l'étude de Navas-Acien *et al.* (2009), portant sur la cohorte NHANES 1999–2006. Cette étude, qui comprend 14 778 sujets âgés de plus de 20 ans, a montré des associations entre les concentrations sanguines de cadmium et de plomb et une diminution du débit de filtration glomérulaire, ainsi qu'une augmentation de la maladie rénale chronique. Les odds ratio ont été ajustés sur l'âge, le sexe, l'origine ethnique, l'indice de masse corporelle, l'éducation, la consommation de tabac et d'alcool, l'hypertension, le diabète, la ménopause et la concentration sanguine en cadmium.

L'Efsa a modélisé les données de Navas-Acien *et al.* (2009) et utilisé une BMR de 10 % et un critère d'acceptabilité avec un $p > 0,01$ pour l'ajustement du modèle ; une BMDL₁₀ de **15 µg.L⁻¹** a été obtenue.

En 2013, l'**Anses** a également retenu l'étude de Navas-Acien *et al.* (2009) comme étude clé pour l'effet sur la toxicité rénale et a proposé une VTR interne de **15 µg.L⁻¹** en reprenant la modélisation de l'Efsa (2010). Aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué.

En 2021, **Santé Canada** a retenu la BMDL₀₁ convertie en valeur par voie orale de 0,50 µg.kg⁻¹.j⁻¹ de l'Efsa (2010) comme DJT provisoire pour protéger des effets cognitifs du plomb. Santé Canada (2021) rappelle qu'aucun seuil d'effet n'a pu être établi pour la toxicité neurodéveloppementale du plomb. Santé Canada avait recommandé en 2013 que le plomb soit considéré comme une substance sans seuil d'effet. La DJT provisoire est associée à un risque spécifique.

⁹ L'Efsa a également proposé une moyenne de BMDL₀₁ à 8,1 µg.g⁻¹ sur la base de deux études épidémiologiques correspondant à la concentration de plomb dans l'os du tibia.

5.2.1.2. VTR sans seuil pour les effets cancérogènes

Seul l'OEHHA (2011) a proposé une VTR sans seuil pour les effets cancérogènes du plomb, présentée dans le Tableau 7.

Tableau 7 : Synthèse de la VTR sans seuil existante

VR	Organisme	OEHHA
	Année	1997, révisée en 2011
	Nom	Oral slope factor
	Valeur	$8,5.10^{-3} \text{ (mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1})^{-1}$
Population cible		Population générale
Effet critique		Tumeurs rénales
Étude clé	Référence	Azar <i>et al.</i> (1973)
	Espèce	Rat
	Exposition (voie, durée)	Voie orale, pendant 2 ans
Méthode d'élaboration		Modèle linéaire à stades multiples

L'étude clé utilisée est celle d'Azar *et al.* (1973), dans laquelle du plomb sous forme d'acétate de plomb a été administré dans l'alimentation à des groupes de rats mâles et femelles à des concentrations de 0, 10, 50, 100, 500, 1000 et 2000 ppm pendant deux ans. Les doses ont été converties en doses équivalentes pour l'Homme selon l'étude d'Anderson (1983). Des tumeurs rénales, principalement des adénomes, ont été observées avec une relation dose-dépendante chez les mâles ayant reçu les doses les plus élevées (500, 1 000 et 2 000 ppm). Des tumeurs ont également été observées dans le groupe exposé à 2 000 ppm chez les femelles. À l'aide du logiciel GLOBAL86 (Howe *et al.* 1986), un modèle linéarisé à stades multiples a été ajusté aux données dose-réponse des tumeurs rénales mâles et a permis d'estimer la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la pente à $8,5.10^{-3} \text{ (mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1})^{-1}$.

5.2.2. Choix de l'effet critique

Les effets critiques du plomb ne sont pas les mêmes chez les jeunes enfants et chez les adultes ou les adolescents (HCSP 2021) :

- Chez les jeunes enfants (< 7 ans), les effets critiques pour lesquels les relations dose-réponse sont les mieux documentées sont les effets cognitifs : l'augmentation de la plombémie de 0 à 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ s'accompagne, en moyenne, de la perte de 5 à 7 points de QI ; au-delà de 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$, ce sont 2 à 3 points de QI qui sont perdus, en moyenne, pour chaque centaine de $\mu\text{g.L}^{-1}$ supplémentaire (Anses 2013, Efsa 2010, NTP 2012).
- Chez les adultes et les adolescents, la plupart des études publiées ne montrent pas d'effet cognitif du plomb lorsque la plombémie est inférieure à 400 $\mu\text{g.L}^{-1}$; quelques études indiquent de discrètes altérations des performances intellectuelles entre 200 et 400 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Les seules études montrant de possibles troubles cognitifs chez des adultes, lorsque la plombémie est inférieure à 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$, sont transversales et conduites chez des personnes âgées : les effets neurotoxiques du plomb étant durables, il est possible que les résultats observés s'expliquent par le fait que les plombémies mesurées au moment de l'étude sous-

estiment celles qui auraient été mesurables à une époque antérieure chez les mêmes individus (NTP 2012, ECHA 2010, Anses 2020b).

En revanche, chez les adultes, des effets cardiovasculaires du plomb sont rapportés, mais ne sont pas documentés chez les enfants et les adolescents. Les effets cardiovasculaires du plomb, chez l'adulte, se manifestent sur la pression artérielle : plusieurs méta-analyses indiquent une augmentation d'environ 1 mmHg de la pression artérielle systolique associée à un doublement de la plombémie, même quand celle-ci est inférieure à 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Efsa 2010, NTP 2012).

De même, des effets toxiques rénaux du plomb sont établis chez l'adulte et l'adolescent pour des plombémies inférieures à 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$, alors qu'ils n'apparaissent qu'à des plombémies beaucoup plus élevées chez les jeunes enfants. Plusieurs études indiquent que l'exposition au plomb est associée, chez l'adolescent et chez l'adulte, à une diminution du débit de filtration glomérulaire. Cet effet est décelable même lorsque la plombémie est inférieure à 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$: une augmentation de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de la concentration sanguine du plomb s'accompagne d'une chute du débit de filtration glomérulaire de 4 $\text{mL.min}^{-1}.1,73 \text{ m}^{-2}$. De même, le risque d'insuffisance rénale chronique augmente avec la plombémie chez l'adulte et l'adolescent ; cet effet est décelable pour des plombémies inférieures à 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Il est plus marqué chez les individus qui sont, par ailleurs, diabétiques ou hypertendus (Anses 2013, Efsa 2010, NTP 2012).

- Les femmes enceintes sont considérées comme une population sensible aux effets toxiques du plomb, parce que le plomb passe librement la barrière placentaire et que l'exposition *in utero* est responsable des mêmes effets cognitifs que l'exposition post-natale des enfants. Par ailleurs, l'exposition au plomb pendant la grossesse augmente le risque d'hypertension artérielle gravidique, même lorsque la plombémie est inférieure à 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (HCSP 2014, Anses 2013, Efsa 2010, NTP 2012).

Par ailleurs, l'Efsa retient que la manifestation la plus précoce d'une exposition au plomb chez les enfants est la neurotoxicité et plus particulièrement ses conséquences sur les scores de QI (Anses 2013).

Les enfants étant la population la plus sensible aux effets du plomb (voir section 4.6), le GT retient comme effet critique **la neurotoxicité, avec la baisse de point de QI**.

Le GT considère que le QI est un indicateur des effets du plomb sur le développement neurologique. Une perte d'un point de QI n'a pas de signification au niveau individuel, mais s'interprète au niveau d'une population (Little Things Matter 2014). En 2021, le HCSP indiquait que « *la perte d'un ou quelques points de QI n'a pas de signification à l'échelle individuelle du fait de la faible amplitude de la variation relativement au QI et aussi de la variabilité inter- et intra-individuelle de la mesure de ce paramètre. En revanche à l'échelle d'une population, la chute du QI fait sens, même quand elle est de faible amplitude. Elle n'est pas en elle-même une maladie. En revanche, un QI inférieur à 70 définit le retard mental qui est une affection justifiant une prise en charge médico-sociale spécifique. Un facteur entraînant la perte d'un point de QI, chez les individus qui y sont exposés, implique que tous ceux dont le QI était compris entre 71 et 70 (environ 0,4 % de la population) rejoignent la cohorte des personnes atteintes de retard mental.* »

5.2.3. Choix de l'hypothèse de construction

Les données épidémiologiques ne fournissent pas la preuve de l'existence d'un seuil pour les effets neurodéveloppementaux observés chez l'enfant (chapitre 4). Cependant, l'approche conventionnelle proposée pour les effets sans seuil consistant à réaliser une extrapolation aux faibles doses pour calculer un excès de risque unitaire (ERU) n'est pas applicable ici, l'effet critique retenu (perte d'un point de QI) correspondant au niveau le plus fin de l'échelle de Wechsler (1944).

Par ailleurs, les études menées chez l'Homme montrent que des effets toxiques autres que le cancer peuvent survenir à de faibles doses de plomb. En raison du mécanisme non génotoxique du plomb, les doses dérivées pour protéger des effets neurotoxiques du plomb sont également censées protéger des effets cancérogènes potentiels (SCHER 2011).

5.2.4. Analyse des VTR existantes

La VTR proposée par l'Anses en 2013 étant basée sur un autre effet que l'effet critique retenu, elle n'est pas analysée dans la présente section du rapport.

Quatre VTR ou POD construits en considérant les effets cognitifs chez l'enfant comme effet critique lié à une exposition au plomb sont disponibles (RIVM 2001, OEHHA 2007, Efsa 2010, Santé Canada 2021). La VTR proposée par le RIVM en 2001 de $3,6 \cdot 10^{-3} \text{ mg.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ est directement issue de la dose hebdomadaire tolérable proposée en 1987 par le « Joint Expert Committee on Food Additives » (OMS 1995). Dans sa réévaluation de 2011, le JECFA (2011) a estimé que la valeur proposée en 1987 était associée à une diminution d'au moins 3 points de QI chez l'enfant et n'était donc pas assez protectrice.

L'effet critique retenu par l'OEHHA (2007), l'Efsa (2010) et Santé Canada (2021), à savoir la diminution d'un point de QI, est plus protecteur. Les VTR/POD de ces organismes s'appuient sur l'étude clé de Lanphear *et al.* (2005) qui est jugée de bonne qualité par le GT. Elle porte sur un large effectif (1 333 enfants) et prend en compte de nombreux facteurs de confusion.

Lanphear *et al.* (2005) rapportent que la relation entre la concentration sanguine de plomb et le quotient intellectuel (QI) est bien décrite par une fonction log-linéaire. L'OEHHA et l'Efsa s'accordent sur le fait qu'il n'est pas possible d'utiliser directement la pente de cette fonction comme base pour dériver une valeur limite sanitaire, étant donné que celle-ci dépend de la section de la courbe analysée.

Pour pallier cette limite, l'approche retenue par l'OEHHA a consisté à calculer une pente moyenne sur la plage allant de <1 à $10 \mu\text{g.dL}^{-1}$ de plombémie en se basant sur la fonction log-linéaire de Lanphear *et al.* (2005). La borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la pente moyenne a été retenue comme point de départ pour dériver sa valeur limite égale à $10 \mu\text{g.L}^{-1}$.

L'Efsa a réalisé de nouvelles modélisations en considérant les données individuelles complètes provenant des 1 333 enfants inclus dans l'étude de Lanphear *et al.* (2005). Différents modèles de régression ont été testés pour les calculs de BMD. *In fine*, la BMD retenue était celle estimée à partir du modèle linéaire par morceaux ($18,0 \mu\text{g.L}^{-1}$). La limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % a été retenue comme point de départ (BMDL₀₁ de $12,0 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Le GT note que la valeur limite biologique établie par l'OEHHA est légèrement plus conservatrice que celle proposée par l'Efsa. Néanmoins, la démarche de construction

proposée par l'Efsa considérant les données individuelles de l'étude de Lanphear *et al.* (2005) est plus robuste.

5.2.5. Choix du point de départ

Le GT estime pertinent le calcul de la BMDL₀₁ réalisé par l'Efsa (2010) et retient ce point de départ. Le GT suit les recommandations du guide d'élaboration et de choix des valeurs de référence (Anses 2025) en appliquant à la BMDL un facteur d'incertitude total de 1 ($FI_{L/B} = 1$, $FI_A = 1$; $FI_H = 1$)¹⁰.

Une équivalence en dose ingérée chez l'enfant est également calculée par l'Efsa, en utilisant un modèle IEUBK (*Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model*). Par conséquent, le GT retient la BMDL₀₁ de l'Efsa (2010) de **12 µg.L⁻¹**, équivalente à **0,50 µg.kg⁻¹.j⁻¹** en dose orale.

5.3. Bioaccessibilité relative

Le calcul de ce paramètre nécessite de déterminer la bioaccessibilité de l'agent chimique dans la matrice considérée, ainsi que dans la matrice de l'étude ayant servi de base pour l'élaboration de la VTR. Concernant la matrice poussière, le GT préconise une mesure de plomb acido-soluble ; ce mode de mesure détermine directement le plomb bioaccessible. Concernant la matrice ayant servi de base pour l'élaboration de la VTR, la BMDL a été établie à partir d'études épidémiologiques utilisant la plombémie comme mesure de l'exposition. L'ajustement de bioaccessibilité n'est donc plus nécessaire ($B = 1$).

Le HCSP (2021) recommande de considérer, lorsque ne sont disponibles que des concentrations exprimées en plomb acido-soluble pour les poussières des espaces intérieurs, que les concentrations correspondantes en plomb total peuvent être déduites en leur appliquant un facteur multiplicatif de 1,25. Ce coefficient a été calculé sur la base de l'acido-solubilité moyenne du plomb dans les logements en France (Glorennec *et al.* 2012). Il peut être utilisé par défaut lors de la mise en perspective des VGPI proposées dans ce rapport (exprimées en plomb acido-soluble) avec d'autres valeurs ou données exprimées en plomb total.

5.4. Choix de la population cible et des paramètres humains d'exposition

Les enfants sont les plus exposés au plomb contenu dans les poussières et les plus sensibles aux effets du plomb. De plus, la masse de poussière ingérée (Q) et le poids corporel (PC) étant deux paramètres liés à l'âge, le GT a choisi de calculer les VGPI pour le plomb pour la classe d'âge 6-12 mois, classe d'âge chez les enfants qui a le rapport Q/PC le plus défavorable (Anses 2025), selon une approche protectrice.

Les distributions des paramètres Q/PC sont donc calculées pour cette classe d'âge.

En vue d'une approche probabiliste, le GT a utilisé les données suivantes :

- le poids corporel suit une loi normale de moyenne 8,6 kg et avec un P90 de 10,6 kg pour les 6-12 mois (valeurs issues de l'enquête SFAE 2013 (Bocquet *et al.* 2014)) ;

¹⁰ FI_A : Facteur d'incertitude lié à la variabilité inter-espèces ; FI_H : Facteur d'incertitude lié à la variabilité interindividuelle ; $FI_{L/B}$: Facteur d'incertitude lié au type de PoD

- la masse de poussière ingérée par jour est supposée suivre une loi log-normale de moyenne géométrique 40 mg/j et avec un P95 de 100 mg.j⁻¹ selon l'*Exposure Factors Handbook* de l'US EPA (2017).

L'ensemble des données est disponible dans le guide d'élaboration et de choix des valeurs de référence (Anses 2025).

5.5. Part de la VTR attribuée à l'exposition à la poussière

L'étude de Vanacker *et al.* (2020) décrite dans la section 3.3 montre que la contribution de l'ingestion de poussière à l'exposition totale au plomb est de 84 % chez les 10 % d'enfants les plus exposés et de 93 % chez les 5 % d'enfants les plus exposés (Tableau 6).

La méthode d'élaboration des VGPI (Anses 2025) propose une valeur comprise entre 20 et 80 % de la VTR à attribuer à la poussière. L'exposition à la poussière représentant plus de 80 % de l'exposition totale au plomb au 90^e centile des enfants de 6 mois à 3 ans les plus exposés, le GT retient la borne supérieure de l'intervalle, soit un P_{poussière} de 80 %.

5.6. Calcul des VGPI

$$VGPI = \frac{VTR \times P_{\text{poussière}}}{\frac{Q}{PC} \times B}$$

Où : VTR = 0,5 µg.kg⁻¹.j⁻¹

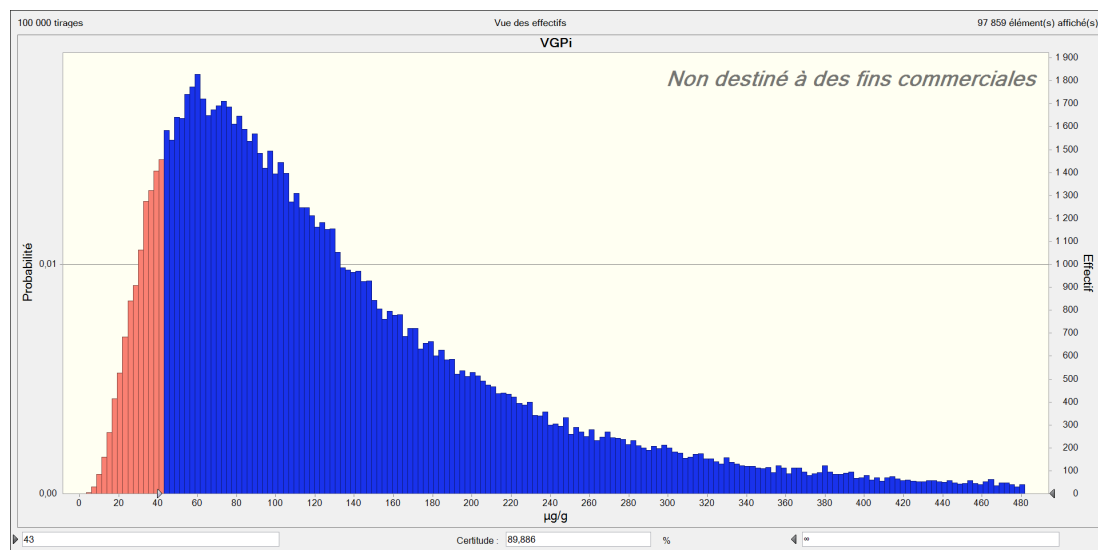
P_{poussière}, (part de la VTR attribuée à l'exposition à la poussière) = 80 %

Q : distribution log normale en g_{poussière}.j⁻¹

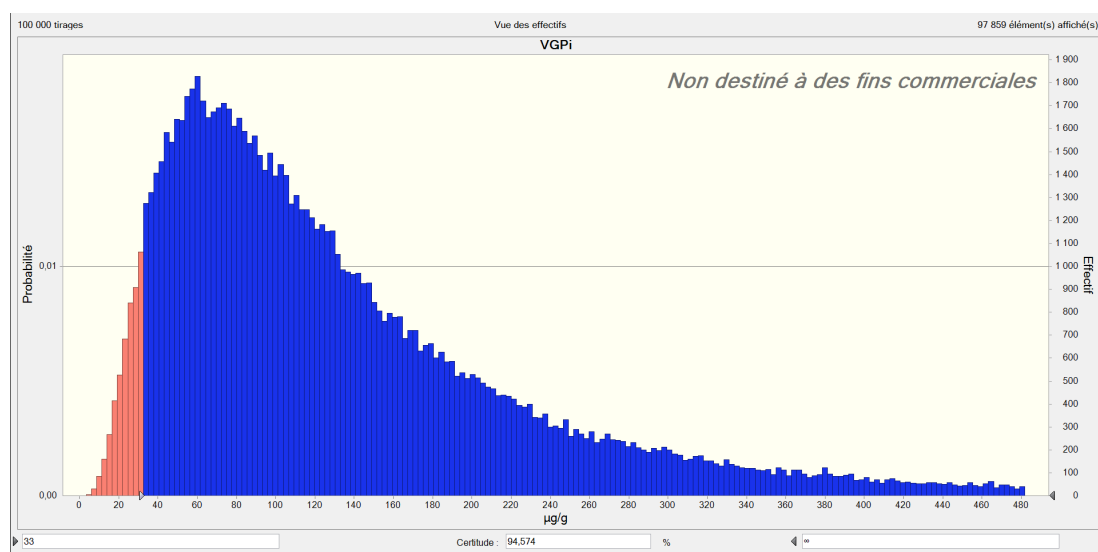
PC : distribution normale en kg

B (bioaccessibilité relative) = 1

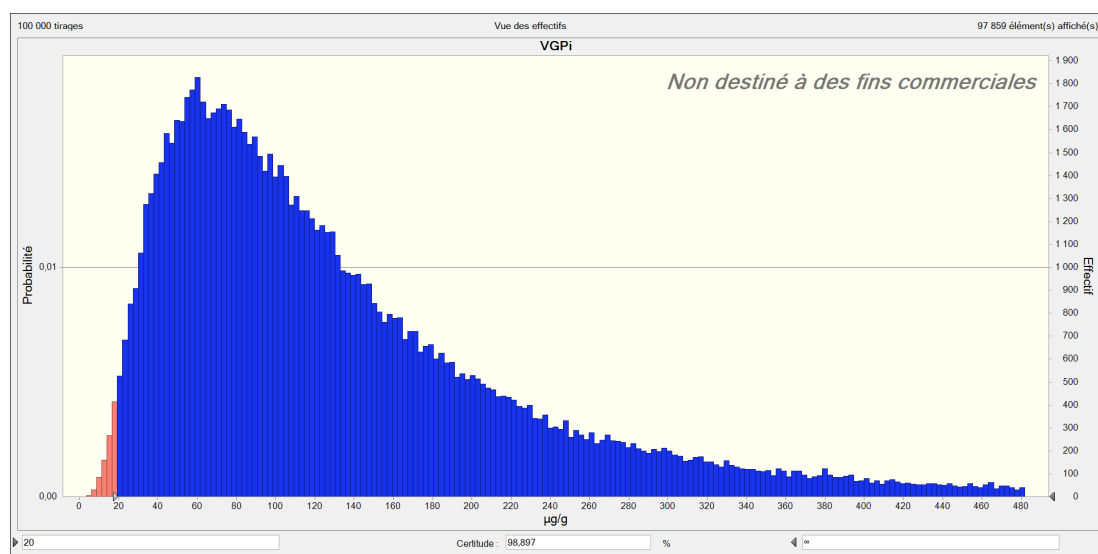
Considérant que le choix de niveau de protection de la population relève du gestionnaire de risque, le GT propose des VGPI correspondant à la protection de 90, 95 ou 99 % de la population d'enfants de 6 à 12 mois (VGPI₉₀, VGPI₉₅, VGPI₉₉). Dans cet objectif, des simulations de Monte Carlo ont été réalisées au moyen de l'utilitaire Crystal Ball version 11.1.2.4.850 d'Excel® afin de calculer des distributions de VGPI (Figure 1). Ainsi, le 90^e centile de la distribution de VGPI est de 43 µg.g⁻¹, le 95^e centile de 33 µg.g⁻¹ et le 99^e centile de 20 µg.g⁻¹ en plomb acido-soluble. Autrement dit, des VGPI de 43, 33 et 20 µg.g⁻¹ en plomb acido-soluble protègent respectivement 90, 95 et 99 % des enfants de 6 à 12 mois.



1.a : VGPI (plomb acido-soluble) pour la protection de 90 % de la population



1.b : VGPI (plomb acido-soluble) pour la protection de 95 % de la population



1.c : VGPI (plomb acido-soluble) pour la protection de 99 % de la population

Figure 1 : Représentation graphique des VGPI (plomb acido-soluble)

5.7. Analyse d'incertitudes

5.7.1. Choix de la population

La VGPI est établie pour les jeunes enfants (6-12 mois), population critique par sa sensibilité aux effets adverses sur le système nerveux central et son exposition aux poussières. Une proportion de 80 % de l'exposition est attribuée aux poussières pour le calcul, ce qui pourrait conduire à s'interroger sur la protection des adultes, pour lesquels une contribution moindre aurait pu être choisie. Néanmoins, même en prenant une contribution de 20 % de l'ingestion de poussières à l'exposition des adultes (soit 4 fois moins), le rapport Q/PC nettement inférieur chez l'adulte (deux fois moins d'ingestion de poussière selon l'US EPA (2017), et poids corporel environ 8 fois supérieur) fait que la population adulte est protégée par la VGPI établie pour les enfants.

5.7.2. Choix de la BMDL

La BMDL est établie sur des données humaines recueillies sur la population cible, avec une extrapolation vers des doses plus faibles, pour la perte d'un point de QI. La confiance est donc bonne pour cette valeur. Elle est par ailleurs protectrice pour les adultes.

5.7.3. Choix de la part attribuable aux poussières

Une proportion de 80 % de l'exposition est attribuée aux poussières pour le calcul, sur la base d'une modélisation des expositions des jeunes enfants. Cette valeur est fixée alors que cette proportion est variable selon les individus ; il en résulte donc une incertitude sur la proportion de population effectivement protégée. Néanmoins, les données de concentrations en plomb dans l'environnement et l'alimentation indiquent que l'exposition par ingestion de poussières dépasse 80 % dès le 90^e centile des enfants les plus exposés (voir 5.4).

5.7.4. Bioaccessibilité

La bioaccessibilité est prise en compte directement au niveau de la mesure, ce qui évite de recourir à une valeur par défaut. Une incertitude demeure car la méthode acido-soluble a été validée sur des sols, qui ne constituent qu'une fraction de la poussière. Néanmoins cette fraction est majoritaire (Lucas *et al.* 2014).

5.7.5. Paramètres humains d'exposition

Concernant les paramètres humains d'exposition :

- Le poids corporel est facile à mesurer : il l'est sur un large échantillon, représentatif de la population en France, avec peu d'incertitude de mesure, d'où la robustesse des données pour l'utilisation de la distribution des valeurs dans le calcul de la VGPI ;
- la masse de poussière ingérée par jour (Q) est difficile à estimer ; elle est issue de relativement peu d'études mais ces dernières sont concordantes ; la distribution des valeurs a été modélisée à partir de la moyenne géométrique et du P95.

6. VGPI pour le plomb

Les VGPI ($\mu\text{g.g}^{-1}$) déterminées par le GT sont indiquées dans le Tableau 8.

Tableau 8 : VGPI pour le plomb acido-soluble exprimées en concentrations massiques

Étude-clé	Effet critique	VGPI (plomb acido-soluble)	Seuil de protection
Lanphear <i>et al.</i> (2005)	Neurotoxicité (baisse d'un point de QI)	43 $\mu\text{g.g}^{-1}$	90 %
		33 $\mu\text{g.g}^{-1}$	95 %
		20 $\mu\text{g.g}^{-1}$	99 %

En attendant que tous les opérateurs utilisent une méthode permettant la mesure de la concentration massique avec un prélèvement par lingettes, le GT indique que les valeurs converties en $\mu\text{g.m}^{-2}$ dans la partie 7.2.1 peuvent être utilisées, mais qu'une incertitude demeure sur les modalités de conversion en concentrations surfaciques.

De plus, les VGPI exprimées en plomb acido-soluble peuvent être converties en VGPI exprimées en plomb total en leur appliquant un facteur multiplicatif de 1,25.

7. Éléments d'accompagnement des VGPI pour le plomb

7.1. Respect des VGPI

Pour des effets à seuil, le respect de la VGPI implique que l'exposition soit inférieure au seuil pour 90, 95 ou 99 % de la population considérée ; pour les effets sans seuil, cela implique que l'exposition soit inférieure à celle correspondant à un niveau de risque à définir par le questionnaire (10^{-5} ou 10^{-6} , c'est-à-dire 1 cas pour 100 000 ou 1 000 000, respectivement) pour 90, 95 ou 99 % de la population considérée.

7.2. Conversion des VGPI

7.2.1. VGPI exprimées en concentrations surfaciques

Giovannangelo *et al.* (2007), dans l'étude AIRALLERG réalisée aux Pays-Bas, en Allemagne et en Suède, ont calculé une moyenne géométrique de l'empoussièrement de **251,6 mg.m⁻²** (0,2516 g_{poussière}.m⁻²) à partir de 114 échantillons prélevés dans 58 habitations. Cette mesure en mg.m⁻² utile pour l'évaluation des expositions est très dépendante de la surface de prélèvement (ici matelas, sol lisse, tapis ou moquette) et de la dernière fois où a été fait le ménage (Mandin 2015). Une autre étude menée par l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI 2011) dans le cadre de la phase pilote de la campagne nationale dans les écoles en 2011, réalisée dans 90 classes issues de 30 établissements scolaires, documente l'empoussièrement surfacique. Il varie, dans la poussière brute (soit non tamisée), de 20 mg.m⁻² à 3 065 mg.m⁻² avec une médiane de 97 mg.m⁻².

En conséquence, les VGPI exprimées en $\mu\text{g.g}_{\text{poussière}}^{-1}$ peuvent être converties en $\mu\text{g.m}^{-2}$, en considérant un empoussièrement de 0,2516 g_{poussière}.m⁻². S'agissant d'une donnée par défaut, cela entraîne une imprécision de la valeur en $\mu\text{g.m}^{-2}$.

Le GT indique donc que les valeurs en $\mu\text{g.m}^{-2}$ indiquées dans le tableau 9 peuvent être utilisées, mais qu'une incertitude demeure sur les modalités de conversion en concentrations surfaciques.

Tableau 9 : VGPI pour le plomb acido-soluble exprimées en concentrations massiques et surfaciques

Étude-clé	Effet critique	VGPI (plomb acido-soluble)		Seuil de protection
		Concentrations massiques	Concentrations surfaciques	
Méta-analyse de Lanphear <i>et al.</i> (2005)	Neurotoxicité (baisse d'un point de QI)	43 $\mu\text{g.g}^{-1}$	11 $\mu\text{g.m}^{-2}$	90 %
		33 $\mu\text{g.g}^{-1}$	8 $\mu\text{g.m}^{-2}$	95 %
		20 $\mu\text{g.g}^{-1}$	5 $\mu\text{g.m}^{-2}$	99 %

7.2.2. VGPI exprimées en plomb total

Comme mentionné dans le chapitre 6, les VGPI exprimées en plomb total peuvent être déduites des VGPI exprimées en plomb acido-soluble en leur appliquant un facteur multiplicatif de 1,25 (Tableau 10). Ce coefficient a été calculé sur la base de l'acido-solubilité du plomb dans les logements en France (Glorennec *et al.* 2012).

Tableau 10 : VGPI pour le plomb total exprimées en concentrations massiques et surfaciques

Étude-clé	Effet critique	VGPI (plomb total)		Seuil de protection
		Concentrations massiques	Concentrations surfaciques	
Méta-analyse de Lanphear <i>et al.</i> (2005)	Neurotoxicité (baisse d'un point de QI)	54 $\mu\text{g.g}^{-1}$	14 $\mu\text{g.m}^{-2}$	90 %
		41 $\mu\text{g.g}^{-1}$	10 $\mu\text{g.m}^{-2}$	95 %
		25 $\mu\text{g.g}^{-1}$	6 $\mu\text{g.m}^{-2}$	99 %

7.3. Mise en perspective des VGPI construites

7.3.1. Avec les autres valeurs existantes

Le Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP 2014, 2021) recommande de dépister le saturnisme infantile chez les enfants dont la concentration en plomb sur les surfaces du domicile est supérieure à 70 $\mu\text{g.m}^{-2}$ en plomb total, ou 56 $\mu\text{g.m}^{-2}$ en plomb acido-soluble en divisant la concentration en plomb total par 1,25 comme suggéré par le HCSP (2021). Ces valeurs correspondent à une probabilité moyenne de 5 % de dépasser la plombémie de 50 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Les concentrations (70 $\mu\text{g.m}^{-2}$ Pb total ; 56 $\mu\text{g.m}^{-2}$ de plomb acido-soluble) devant entraîner un dépistage sont, sans surprise, plus élevées que les VGPI car elles sont associées à une plombémie plus élevée (50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour 5 % des enfants exposés), alors que les VGPI se réfèrent à une plombémie de 12 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (0,5 $\mu\text{g.kg}^{-1}.\text{j}^{-1}$ en dose ingérée).

L'arrêté du 12 mai 2009 relatif au contrôle des travaux en présence de plomb, réalisés en application de l'article L. 1334-2 du code de la santé publique, fixe à 1 000 $\mu\text{g.m}^{-2}$ de plomb acido-soluble la concentration surfacique à ne pas dépasser après travaux d'enlèvement de sources de plomb. Les VGPI sont évidemment plus faibles que cette valeur réglementaire qui ne repose pas sur des critères sanitaires, et dont le HCSP a recommandé qu'elle soit abaissée à 70 $\mu\text{g.m}^{-2}$ de plomb total (55 $\mu\text{g.m}^{-2}$ de plomb acido-soluble), d'une part par cohérence avec la concentration en plomb des poussières devant entraîner un dépistage du saturnisme infantile, et d'autre part car elle est atteignable par les procédés habituels de nettoyage. Des travaux conduits aux États-Unis indiquent en effet qu'après travaux dans le bâtiment, les concentrations surfaciques de plomb dans les espaces intérieurs peuvent, sans difficulté, être réduites en-deçà de 5 $\mu\text{g.ft}^{-2}$ (environ 50 $\mu\text{g.m}^{-2}$), en utilisant les procédés habituels de nettoyage (HCSP 2021).

7.3.2. Avec les concentrations mesurées en France

Les médiane et centile 75 des concentrations en plomb acido-soluble dans les logements sont de 7,3 et 13,5 $\mu\text{g}/\text{m}^2$, respectivement (Lucas *et al.* 2012). Les VGPI proposées sont donc fréquemment dépassées. La médiane correspond environ à la VGPI censée protéger 95 % de la population.

Les médiane et centiles 75 et 95 des concentrations en plomb acido-soluble dans les écoles (OQAI 2019) sont respectivement de 6,1, 10,7 et 34,5 $\mu\text{g}/\text{m}^2$. Les VGPI proposées sont donc là aussi fréquemment dépassées. Par exemple, environ 25 % des écoles dépassent la VGPI censée protéger 90 % de la population.

En concentration massique, les médianes et centiles 75 et 95 des concentrations en plomb acido-soluble dans les écoles (OQAI 2019) sont respectivement de 18,8, 31,2 et 46,3 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Les VGPI proposées sont donc là encore fréquemment dépassées. Par exemple, plus de 50 % des écoles dépassent la VGPI censée protéger 90 % de la population.

Plus de la moitié (médiane de 14,6 $\mu\text{g}/\text{L}$) des plombémies des enfants de 6 mois à 6 ans dépassaient la VTR interne (plombémie de 12 $\mu\text{g}/\text{L}$) en 2008-2009 dans l'étude Saturn'inf (Etchevers *et al.* 2014) ; il est donc cohérent que les VGPI soient souvent dépassées dans les logements et les écoles puisque la poussière est fortement contributrice à l'exposition pour les enfants. De même, 25 % des plombémies des enfants de 6 à 17 ans dépassaient la VTR en 2014-2016 dans l'étude Esteban (Oleko *et al.* 2020).

Date de validation du rapport d'expertise collective par le groupe de travail VGPI : 4 juin 2024

Date de validation du rapport d'expertise collective par le CES VSR : 27 juin 2024

Partie B du CES Air : Évaluation des méthodes de mesure

8. Méthodes de mesure dans les poussières

Les méthodes de mesure de la concentration d'une substance dans les poussières sont évaluées de manière à recommander une ou plusieurs méthodes permettant d'effectuer des mesures de concentration de la substance à des fins de comparaison avec les valeurs de référence proposées par l'Anses.

L'objectif n'est pas de classer l'ensemble des méthodes selon un système de notation chiffrée mais plutôt de présenter de manière structurée et systématique les critères permettant d'arriver à un choix final fondé sur un jugement scientifique.

La méthodologie détaillée a fait l'objet d'un rapport du groupe de travail « Métrologie » (Anses, à paraître). Le principe général est le suivant.

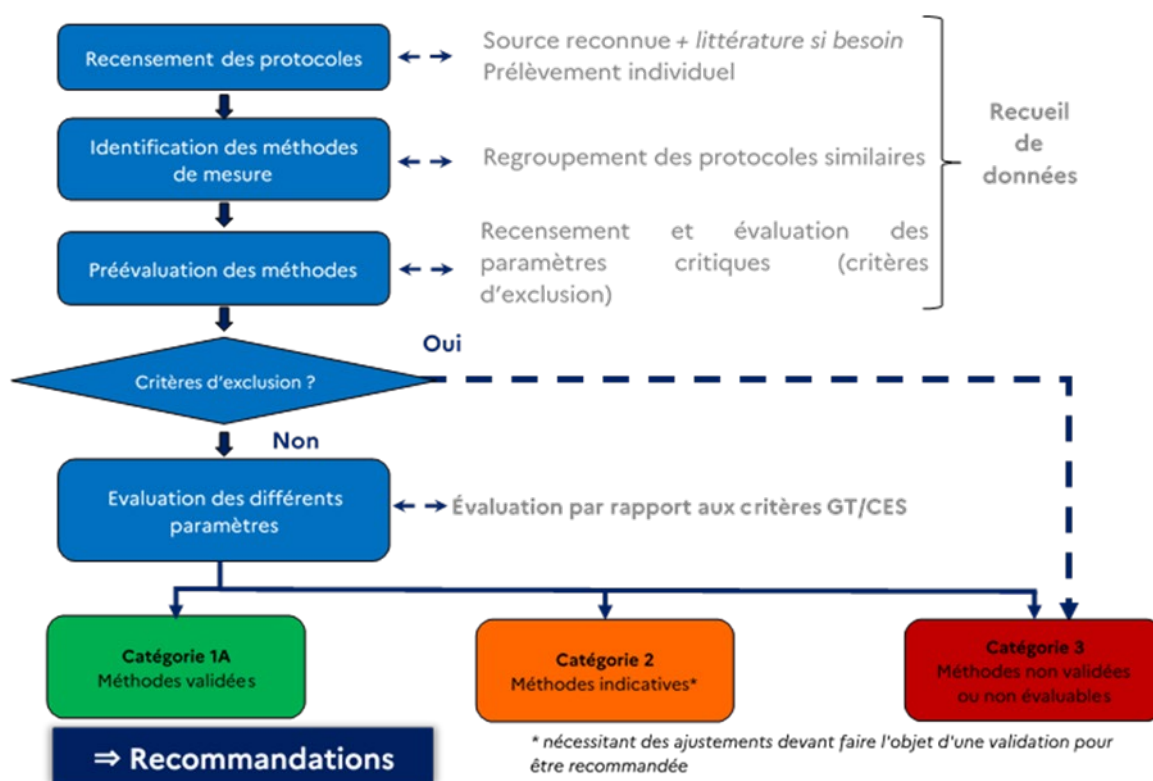


Figure 2 : Principe général de l'évaluation des méthodes de mesure dans les poussières (Anses, à paraître)

8.1. Recensement des méthodes de mesure

8.1.1. Généralités sur la mesure du plomb dans les poussières

Deux méthodes de prélèvement ont été identifiées pour la comparaison aux VGPI : l'essuyage, principalement par lingettes, et l'aspiration.

La méthode de prélèvement par lingettes, humidifiées avec un solvant ou de l'eau, est la méthode de prélèvement reprise dans la plupart des protocoles identifiés. Cette méthode offre l'avantage d'être simple et rapide à mettre en œuvre, cependant elle ne peut être utilisée que

sur les surfaces dures et peu rugueuses (Anses 2020c). En France, cette méthode fait l'objet de la norme NF X 46-032 (2008), spécifiquement dédiée à la mesure du plomb acido-soluble dans les poussières au sol et permet une détermination d'une concentration surfacique de plomb acido-soluble.

La méthode par aspiration peut également être mise en œuvre, bien qu'il n'ait pas été identifié de protocole spécifique au plomb. Cette méthode est onéreuse et lourde à mettre en œuvre mais elle offre l'avantage de pouvoir être utilisée sur tout type de revêtement de sol et de permettre la détermination d'une concentration massique et surfacique de plomb (acido-soluble ou total selon les conditions de minéralisation) (Anses 2020c).

La corrélation entre la plombémie (taux de plomb dans le sang) et la concentration de plomb dans les poussières est bien établie, en particulier chez les enfants (Gulson *et al.* 2013 ; Levallois *et al.* 2014 ; Glorennec *et al.* 2015). Dans ces études, les poussières étaient prélevées par lingettes.

Des études ont également comparé différentes méthodes de prélèvement des poussières afin d'identifier quelle méthode permettait de mieux prédire la concentration sanguine en plomb mesurée chez les enfants ou les adultes (Anses 2020c). L'étude de Lanphear *et al.* (1995) a comparé la méthode par lingettes avec deux méthodes d'aspiration : la méthode BRM (un aspirateur HVS3 modifié) et la méthode DVM (un échantillonneur d'air portable). Les corrélations entre les concentrations mesurées dans la poussière et les concentrations sanguines chez les enfants étaient légèrement meilleures pour la méthode BRM que pour les lingettes. Cependant, pour des raisons de facilité d'usage et de coût, la méthode des lingettes est conseillée par les auteurs. Sterling *et al.* (1999) ont comparé les concentrations en plomb mesurées dans les poussières par quatre méthodes (trois aspirateurs et une lingette) aux concentrations sanguines en plomb des résidents. C'est la méthode HVS3 qui a donné la meilleure corrélation avec les concentrations en plomb dans le sang, suivi par la méthode des lingettes.

Ces données ne permettent pas de mettre en avant une méthode de prélèvement des poussières par rapport à une autre.

Différents mélanges d'acides et modes de minéralisation peuvent ensuite être mis en œuvre en vue d'analyser le plomb total et/ou le plomb acido-soluble dans la poussière. Le plomb acido-soluble offre l'avantage d'être plus représentatif du plomb susceptible d'être absorbé par l'organisme lors de son ingestion.

Plusieurs techniques sont utilisées pour doser l'élément plomb dans les matrices environnementales : la spectrométrie d'émission atomique avec plasma à couplage inductif (ICP-AES), la spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS), la spectrométrie d'absorption atomique (SAA) par flamme ou four. A noter que les poussières peuvent également être analysées par fluorescence X par dispersion d'énergie (XRF) sans étape de minéralisation préalable, mais en tamisant les échantillons à une taille inférieure à 250 µm ou 150 µm avant l'analyse (US EPA 1995).

8.1.2. Recensement des méthodes de mesure

Les VGPI proposées par l'Anses étant exprimées en concentrations massiques, les méthodes de mesures doivent permettre la mesure de la concentration massique du plomb acido-soluble. Néanmoins, ces VGPI pouvant converties en VGPI exprimées en plomb acido-soluble surfacique, ou exprimées en plomb total massique ou surfacique, les méthodes permettant la mesure d'une concentration surfacique de plomb acido-soluble, ou d'une concentration

massique ou surfacique de plomb total peuvent être mises en œuvre et n'ont pas été écartées du recensement et de l'évaluation des méthodes de mesures.

Les protocoles identifiés abordent principalement la question du prélèvement des poussières et ne décrivent pas, pour la quasi-totalité, les étapes de minéralisation ni d'analyse. Les méthodes de mesures recensées ne diffèrent donc essentiellement que par la technique de prélèvement mise en œuvre. C'est pourquoi les méthodes sont, pour la suite de ce rapport, discriminées selon la technique de prélèvement préconisée.

Le Tableau 11 liste les 2 méthodes de mesure identifiées et les protocoles associés selon les étapes renseignées : prélèvement, minéralisation/extraction et/ou analyse.

Tableau 11 : Méthodes de mesures identifiées

Méthode	Protocoles	Prélèvement		Minéralisation	Analyse	Autre / commentaire
		Lingette	Aspiration			
A	ASTM D6966-18 (2018), ASTM E1728/E1728 M-24 (2024)	✓		✗	✗	
	NIOSH 9100 (1996)	✓		✗ (renvoie vers NIOSH 7105 (1994))	✗ (renvoie vers : NIOSH 7082 (1994) (SAA flamme), NIOSH 7105 (1994) (SAA four) ou NIOSH 7300 (2003) (ICP-AES))	
	IH 75190 (2014)	✓		✗	✗	
	NF-X 46-032 (2008)	✓		✓ (Pb acido-soluble)	✗ (Renvoie vers : NF EN ISO 11885 (2009) - NF X 43-275 (2002) (ICP-AES), FD T90-112 (1998) - NF T 30-201 (1981) - NF X 43-275 (2002) (SAA flamme ou ICP MS))	
	OSHA ID125G (2002)	✓		✓ (plomb total)	✓ (ICP-AES)	
	HUD (2012)	✓		✗	✗	
	INRS (2020b)	✓		✗	✗	Non spécifique au plomb ou aux métaux
	VDI 4300-8 (2001)	✓		✗	✗	Non spécifique au plomb ou aux métaux
	ASTMD5438-17 (2017)		✓	✗	✗	Non spécifique au plomb ou aux métaux
	INRS M450 (2023), INRS (2020b)		✓	✗	✗	Non spécifique au plomb ou aux métaux
B	ASTM D7144-21 (2021)		✓	✗	✗	
	VDI 4300-part 8 (2001)		✓	✗	✗	Non spécifique au plomb ou aux métaux

ICP AES : spectrométrie d'émission atomique avec plasma à couplage inductif ; ICP MS : spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif ; SAA : spectrométrie d'absorption atomique (par flamme ou four).

D'autres protocoles ne traitant ni du prélèvement, ni de l'analyse ont été identifiés. La norme ASTM E1792-24 (2024) détaille des spécificités pour des lingettes utilisées pour des prélèvements de poussières au sol en vue de déterminer la teneur en plomb surfacique. Concernant le prélèvement, la norme renvoie à la norme ASTM E1728 (2024). La méthode de minéralisation et la technique analytique ne sont pas mentionnées. Les protocoles ASTM E1644-21 (2021), ASTM E1979-21 (2021), ASTM E2913/E2913M-21 (2021) et ASTM E2914/E2914M-21 (2021) ne décrivent quant à eux que la méthode de minéralisation pour l'analyse du plomb total. La technique d'analyse n'est pas décrite, l'ICP-AES ou la SAA-flamme sont recommandées.

Enfin, une méthode de prélèvement des poussières par lingettes par tapotage, ainsi qu'une méthode d'analyse permettant de déterminer sur un seul prélèvement le plomb acido-soluble et le plomb total, a été développée par l'EHESP, le CSTB et le LCPP (LCPP 2022). Cette méthode, développée pour la mesure du plomb sur les surfaces d'espaces publics extérieurs suite à une recommandation de l'Agence (Anses 2020c), permet d'exprimer les résultats pour le plomb en $\mu\text{g.m}^{-2}$ et en mg.kg^{-1} de poussière. Cependant cette étude n'a pas fait l'objet de publication et n'a donc pas été analysée dans le cadre de ces travaux.

8.2. Evaluation détaillée des méthodes de mesures pour la comparaison aux VGPI

L'évaluation des méthodes a été réalisée au regard des VGPI recommandées par l'Anses. Dans la suite du document, les VGPI sont dénommées de la façon suivante :

- VGPI censée protéger 90 % de la population : VGPI₉₀
- VGPI censée protéger 95 % de la population : VGPI₉₅
- VGPI censée protéger 99 % de la population : VGPI₉₉

Exigences :

Les VGPI proposées par l'Anses étant exprimées en concentrations massiques, les méthodes de mesures de la concentration massique du plomb acido-soluble doivent être validées sur les intervalles de concentration suivants :

- De 4,3 à 86 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (VGPI₉₀)
- De 3,3 à 66 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (VGPI₉₅)
- De 2,0 à 40 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (VGPI₉₉)

En l'absence de telle méthodes, au regard des VGPI converties proposées par l'Anses :

- les méthodes permettant une mesure surfacique du plomb acido-soluble doivent être validées sur les intervalles de concentrations suivants :
 - De 1,1 à 22 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI₉₀)
 - De 0,8 à 16 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI₉₅)
 - De 0,5 à 10 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI₉₉)
- les méthodes permettant une mesure massique du plomb total doivent être validées sur les intervalles de concentrations suivants :
 - De 5,4 à 108 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (VGPI₉₀)
 - De 4,1 à 82 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (VGPI₉₅)
 - De 2,5 à 50 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (VGPI₉₉)

- les méthodes permettant une mesure massique du plomb total doivent être validées sur les intervalles de concentrations suivants :
 - De 1,4 à 28 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI₉₀)
 - De 1,0 à 20 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI₉₅)
 - De 0,6 à 12 $\mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI₉₉)

Le Tableau 12 présente le classement des 2 méthodes recensées et évaluées pour le suivi des VGPI élaborées pour le plomb. L'évaluation est explicitée dans les paragraphes suivants.

Tableau 12 : Classement des méthodes de mesure du plomb pour le suivi des VGPI

Méthode	Protocoles	Technique de prélèvement	Minéralisation	Technique d'analyse	Classement au regard des VGPI	
					Plomb acido-soluble	Plomb total
A	OSHA ID125G	Prélèvement par essuyage	H ₂ SO ₄ /HNO ₃ /H ₂ O ₂ Plaques chauffantes puis HCl (Pb total)	ICP-AES	3	3
	NF-X 46-032		HCl ultrasons (Pb acido-soluble)	NR		
	ASTM D6966-18, ASTM E1728/E1728 M-24, NIOSH 9100 IH 75190 HUD 2012, INRS 2020b, VDI 4300-8		NR			
B	ASTMD5438-17, INRS M450, INRS 2020b, ASTM D7144-21, VDI 4300-part 8	Prélèvement par aspiration	NR	NR	3	3

NR : Non renseigné

8.2.1. Méthode A : Prélèvement par essuyage

Neuf protocoles mettent en œuvre un prélèvement par essuyage de la poussière.

Les prélèvements sont réalisés par lingettes dans 8 des 9 protocoles. Le protocole VDI 4300-8 préconise l'utilisation de mousses (mousses de polyuréthane), de serviettes en papier ou de serviettes domestiques. Il s'agit d'un protocole relativement ancien (2001) qui n'est pas spécifique à la mesure du plomb. Le protocole de l'INRS (2020b) décrit également le principe général et la mise en œuvre du prélèvement surfacique et n'est pas spécifique au plomb. Les 7 autres protocoles sont spécifiques au plomb ou aux métaux.

Le protocole OSHA ID 125G est le seul protocole à décrire les étapes de prélèvement, de minéralisation et d'analyse. La norme NF-X 46-032 décrit les étapes de prélèvement et de minéralisation, tandis que les autres protocoles ne décrivent que le prélèvement.

Seul le protocole OSHA ID 125G présente des données de validation.

- Techniques de prélèvement

Les informations détaillées dans les protocoles concernent :

- Les spécificités de la lingette : plusieurs protocoles font référence à l'utilisation de lingettes commerciales, les lingettes Ghost wipes® étant les plus fréquemment citées (INRS 2020b, IH75190, OSHA ID-125G). D'autres protocoles indiquent que les lingettes doivent être conformes au protocole ASTM E1792-24 (ASTM D6966-18, IH75190, HUD 2012). Les autres protocoles indiquent seulement que les lingettes doivent être humidifiées et emballées individuellement (ASTM E7128, NIOSH 9100), et ne doivent contenir ni détergent ni plomb ou toute autre substance susceptible de perturber la mesure (NF X 46-032). Le protocole VDI 4300-8 recommande l'utilisation de mousses de polyuréthane à pores ouverts.
- L'utilisation d'un gabarit de prélèvement délimitant une surface prédéfinie : la majorité des protocoles recommande l'utilisation d'un gabarit de 0,01 m² (10 x 10 cm) (INRS 2020b, ASTM D6966-18, ASTM E7128, NIOSH 9100, IH75190, OSHA ID-125G). Les tailles de gabarit recommandées sont plus grandes dans la norme NF X 46-032 (0,1 m²) et le protocole HUD (2012) (jusqu'à 0,16 m²). L'utilisation d'un gabarit n'est pas décrite dans le protocole VDI 4300-8.
- Les modalités de passages et de pliage de la lingette : la plupart des protocoles recommande un essuyage en S en 2 à 3 passages, incluant éventuellement un passage pour l'essuyage du pourtour du gabarit (INRS 2020b, NF X 46-032, ASTM D6966-18, ASTM E7128, NIOSH 9100, IH75190, HUD 2012). Le protocole OSHA ID-125G recommande trois passages en carrés concentriques. Le protocole VDI 4300-8 ne décrit pas les modalités de passage des mousses.

Le Tableau 13 synthétise les techniques de prélèvement par essuyage de chaque protocole.

Le détail des techniques de prélèvement disponibles sont décrits en Annexe 2.

Tableau 13 : Synthèse des techniques de prélèvement par essuyage

Protocole	Type de lingettes	Surface / taille Gabarit	Nombre de passages
INRS (2020b)	lingettes commerciales (Ghost wipes®, Dry Ghost wipes®, Anios Pro'wipes®, etc.)	100 cm ² (10 x 10 cm)	3 passages en S (le 3 ^e passage peut être remplacé par l'essuyage du pourtour interne du gabarit)
NF X 46-032	lingettes humidifiées ne contenant ni détergent ni plomb ou toute autre substance susceptible de perturber la mesure	Surface de 0,1m ² (Ex : 33 cm x 33 cm – 50 cm x 20 cm)	2 passages en S
ASTM D6966-18	lingettes emballées individuellement et entièrement humidifiées. norme ASTM E1792-24 recommandée	surface minimale 100 cm ² (10 cm x 10 cm)	2 passages en S (ou en Z) et 1 passage visant les bords et les coins
ASTM E7128	lingettes emballées individuellement et	surface minimale 100 cm ² (10 cm x 10 cm)	2 passages en S et 1 passage visant les bords et les coins

Protocole	Type de lingettes	Surface / taille Gabarit	Nombre de passages
	entièrement humidifiées		
NIOSH 9100	lingettes humidifiées, emballées individuellement (exemples Wash'n Dri™ hand wipes ou équivalentes)	100 cm ² (10 cm x 10 cm)	3 passages en S
IH75190	lingettes humidifiées (de type Ghost wipe® ou Lead wipe®) norme ASTM E1792- 24 recommandée	100 cm ² (10 cm x 10 cm)	3 passages en S
HUD 2012	lingettes répondant aux spécificités de la norme ASTM E1792-24	entre 100 cm ² et 1600 cm ²	2 passages en S et 1 passage visant les bords et les coins
OSHA ID-125G	lingettes Ghost wipe norme ASTM E1792- 24 recommandée	100 cm ² (10 cm x 10 cm)	3 passages (progression vers le centre en faisant des carrés concentriques de taille décroissante)
VDI 4300-8	Mousses de polyuréthane à pores ouverts Densité de 25 ou 33 kg.m ⁻³	Surface non spécifiée (entre 1 et 10 m ²) Pas de gabarit	Non spécifié

- Techniques de minéralisation

- NIOSH 9100

Dans le protocole NIOSH 9100, la phase d'extraction n'est pas décrite mais le protocole indique de se reporter à la procédure NIOSH 7105 ou équivalent. La procédure NIOSH 7105 concerne le prélèvement actif de plomb dans les atmosphères de travail sur filtres en ester de cellulose. La minéralisation des filtres est réalisée avec de l'acide nitrique (HNO₃) avant une analyse par SAA flamme. Cette procédure ne possède aucune information relative aux lingettes ni données de validation.

Les modalités de minéralisation sont détaillées en Annexe 3.

- Norme NF X 46-032

La norme NF X 46-032 comprend une phase d'extraction du plomb acido-soluble avant analyse. Le principe de cette extraction consiste à simuler la solubilisation du plomb dans l'estomac. La minéralisation est effectuée par acide chlorhydrique (HCl) (pH proche des sucs gastriques), à une température de 37°C et ultrasons.

- OSHA ID-125G

Dans le protocole OSHA ID-125G, l'étape de minéralisation est précisément détaillée et permet une minéralisation totale du plomb. La minéralisation est effectuée avec des acides

successifs : acide sulfurique (H_2SO_4), suivi de l'acide nitrique (HNO_3) sur plaque chauffante et ajout final d'HCl.

Le groupe de travail souligne que cette technique de minéralisation est très agressive et que la solution obtenue est très acide et peut réduire la durée de vie de l'analyseur (principalement l'interface).

- ASTM E1644-21, ASTM E1979-21, ASTM E2913/E2913M-21 et ASTM E2914/E2914M-21

Les protocoles ASTM E1644-21, ASTM E1979-21, ASTM E2913/E2913M-21 et ASTM E2914/E2914M-21 quant à eux décrivent la minéralisation des lingettes sans traiter du prélèvement, la seule information sur le prélèvement étant qu'il est possible de réaliser celui-ci selon le protocole ASTM E1728 et d'utiliser des lingettes faisant référence à la spécification AI792. Ils décrivent la minéralisation totale du plomb.

La technique décrite dans les protocoles ASTM E1644-21 et ASTM E2913/E2913M-21 est similaire à celle décrite dans le protocole OSHA ID-125G (utilisation d'acide nitrique et plaque chauffante).

Le protocole ASTM E2913/E2913M-21 indique qu'il est possible de minéraliser simultanément jusqu'à quatre lingettes.

Il est indiqué dans ces deux protocoles qu'il est à la charge du laboratoire de valider cette technique en fonction des exigences souhaitées.

La technique d'extraction décrite dans les protocoles ASTM E1979-21 et E2914/E2914M-21 consiste en une extraction avec HNO_3 et ultrasons. Ces protocoles concernent les matrices environnementales (films de peinture sèches, poussières déposées, salissures et particules en suspension dans l'air) dans le cas de ASTM E1979-21 et les lingettes (jusqu'à quatre extraites simultanément) dans E2914/E2914M-21.

Le protocole ASTM E1979-21 utilise la même technique que le protocole ASTM E2914/E2914M-21 avec des variations au niveau des volumes de réactifs.

Les autres protocoles ne décrivent pas l'étape de minéralisation ou d'extraction du plomb acido-soluble ni du plomb total.

- Données de la littérature

Une technique de minéralisation séquentielle pour l'analyse du plomb acido-soluble et total sur un même échantillon a été développée pour le projet Plomb habitat après un prélèvement par lingette (LeBot *et al.* 2011). La première étape consiste à solubiliser le plomb acido-soluble avec de l'HCl à 37 °C. Du HNO_3 est ensuite ajouté à un aliquote, puis chauffé à 95 °C pour solubiliser le plomb résiduel. Les deux fractions de l'échantillon sont analysées par ICP-MS. La somme des deux fractions permet de déterminer le plomb total.

• Techniques d'analyse

Parmi les protocoles recensés seul le protocole OSHA ID 125 G décrit l'étape d'analyse des solutions digérées. La technique analytique est l'ICP-AES.

Trois protocoles renvoient vers différentes techniques analytiques, sans plus d'indications :

- la norme NF X 46-032 indique que l'analyse peut être réalisée par ICP-AES (en suivant les normes NF EN ISO 11885 - NF X 43-275), par SAA flamme (en suivant les normes FD T90-1142 - NF T 30-201 - NF X 43-275) ou par ICP-MS (sans citer de normes).

- le protocole NIOSH 9100 indique que l'analyse peut être réalisée en suivant les protocoles NIOSH 7082 (SAA-flamme)), NIOSH 7300 (ICP-AES) ou NIOSH 7105 (SAA-four).
- Le protocole ASTM E1644-21 indique uniquement que les digestats ainsi préparés peuvent être analysés en utilisant des techniques spectrométriques telles que l'ICP-AES et par SAA-flamme.

Les autres protocoles ne décrivent pas l'étape d'analyse.

L'analyse par ICP-MS a été mise en œuvre dans différentes études (LeBot *et al.* 2010, LeBot *et al.* 2011) mais aucun protocole décrivant sa validation n'a été identifié.

• Evaluation de la méthode au regard des VGPI

L'évaluation de la méthode a été réalisée au regard des données de validation disponibles dans le protocole OSHA ID 125G, seul protocole parmi les 9 recensés à fournir des données de validation (cf. Annexe 4). Ce protocole est destiné aux mesures de plomb surfacique dans les environnements de travail, les données de validation ont donc été obtenues avec des quantités de plomb élevées par rapport aux concentrations habituellement rencontrées dans les environnements intérieurs.

Le détail des données de validation disponibles est présenté en Annexe 4.

Limite de détection et de quantification.

La limite de détection et de quantification analytiques sont respectivement de 0,55 µg et 1,8 µg. Dans les conditions du protocole (gabarit de 100 cm²), cette limite de quantification équivaut à 180 µg.m⁻², très nettement supérieure à 2 fois la VGPI.

Essais de conservation et de stockage avant analyse :

Les échantillons (lingettes dopées à l'aide de solution) sont stables 15 jours à température ambiante : le taux de récupération est supérieur à 94 %, pour des lingettes dopées avec 100 µg de Pb ce qui équivaut à une concentration de 10 mg.m⁻².

Des essais de conservation des solutions après digestion ont également été menés. Les solutions digérées sont stables 7 jours à température ambiante : le taux de récupération après 7 jours est supérieur à 94% et des différences faibles, comprises entre 0,3 et 1,8 %, sont observées entre les analyses à 0 jour et 7 jours.

Efficacité de collecte :

L'efficacité de collecte a été déterminée par dopage d'une surface de verre de 100 cm² à l'aide d'une solution liquide contenant 100 µg de Pb. Les taux de récupération sont supérieurs à 80% (valeurs moyenne = 89,7 %). Il n'a pas été mis en évidence d'effet opérateur.

Taux de récupération analytique :

Le taux de récupération analytique déterminé à partir de lingettes dopées à l'aide de solutions liquides est supérieur à 97 %, hormis pour la teneur la plus basse testée à savoir 1,8 µg (taux de récupération 66,7 %).

Les quantités de plomb utilisées sont très élevées au regard des VGPI : les solutions contenaient 1,8 µg, 10 µg, 100 µg et 1000 µg de Pb, ce qui équivaut à des concentrations de 180 µg.m⁻², 1 mg.m⁻², 10 mg.m⁻² et 100 mg.m⁻² dans les conditions du protocole, donc très supérieures à 2 fois la VGPI du Pb total.

Il n'a pas été mis en évidence d'effet opérateur.

Etude des interférents :

La teneur en plomb moyenne des lingettes utilisées est de 0,158 µg soit moins du dixième de la limite de quantification.

La quantité de plomb retrouvée sur une plaque de verre propre est de 0,260 µg soit le septième de la limite de quantification.

Analyse de matériaux certifiés :

Environ 100 mg de matériaux certifiés (peinture au plomb, poussières intérieures et matière particulière urbaine) ont été placés dans un bécher conique avec une lingette Ghost Wipe. Les échantillons ont été digérés puis filtrés pour éliminer toutes les particules. Le filtre pour chaque échantillon, ainsi que les particules restantes, ont été digérées une seconde fois. Pour les poussières intérieures et la matière particulière urbaine, les essais ont montré l'efficacité de l'étape de minéralisation et des taux de récupération moyens respectivement de 78,5 % et 96,1 %.

Incertitudes :

L'incertitude élargie n'a pas été déterminée. Le protocole renseigne des données de reproductibilité sur le prélèvement et sur l'analyse, mais celles-ci ont été déterminées pour des teneurs en plomb très élevées (concentrations équivalentes à 180 µg.m⁻²).

Synthèse :

Le protocole OSHA est le seul à fournir des données de validation pour la mesure du plomb dans les poussières mais pour des concentrations visées très supérieures à celles correspondant aux VGPI. Cette méthode préconise l'emploi de lingettes Ghostwipes® ou répondant aux critères du protocole ASTM E1792-24, suivi d'une minéralisation totale du plomb et une analyse par ICP-AES. Ce protocole a été validé pour une surface de prélèvement de 100 cm² et permet d'obtenir pour cette surface une limite de quantification de 180 µg.m⁻² incompatible avec les domaines des VGPI recommandées.

Ces éléments conduisent à classer cette méthode en catégorie 3. Les autres protocoles, qui n'abordent que le prélèvement des poussières ou la minéralisation pour le protocole NF X 46 032, n'apportent pas d'informations complémentaires.

Par ailleurs, le protocole OSHA ID-125 G préconise l'utilisation d'un gabarit de 100 cm². L'utilisation d'un gabarit plus grand permettrait de diminuer cette limite de quantification, en veillant toutefois à l'état de conservation et d'humidité de la lingette. Les tailles maximales de gabarits présentées dans les protocoles identifiés sont de 0,10 m², voir 0,16 m².

La technique d'analyse par ICP-MS devrait également permettre une plus grande sensibilité et donc d'abaisser les limites de quantification, mais cette technique, associée à un prélèvement par lingette n'est pas décrite dans les protocoles recensés.

Il est à noter que les conditions de minéralisation préconisées dans le protocole OSHA ID 125G pour la mesure du plomb total sont très agressives pour l'analyseur et ne peuvent être mises en œuvre telles quelles en vue d'une analyse par ICP-MS. Plusieurs procédures de minéralisation en vue de réaliser une analyse séquentielle du plomb acido-soluble et du plomb total à partir d'un seul prélèvement par essuyage à l'aide de lingette pour une analyse par ICP-MS sont décrites dans la littérature et mettent en œuvre des conditions moins agressives (Le Bot *et al.* 2010, Le Bot *et al.* 2011). Ces études présentent quelques données de validation

comme la limite de quantification qui est de $2 \mu\text{g.m}^{-2}$ obtenue avec un gabarit de $0,1 \text{ m}^2$ et des taux de récupération de 95% pour le plomb total, et un écart-type de reproductibilité inférieur à 10% pour l'analyse du plomb acido-soluble (Le Bot *et al.* 2010).

Cette technique analytique a été mise en œuvre dans des campagnes à large échelle de mesure du plomb dans les poussières de logements et d'écoles (Glorennec *et al.* 2012, OQAI 2019). Dans ces études, l'utilisation de lingettes pour le prélèvement de poussières dans les logements et les écoles à l'aide d'un gabarit de $0,1 \text{ m}^2$, suivi d'une analyse par ICP-MS a permis d'atteindre une LQ de 1 à $1,8 \mu\text{g.m}^{-2}$ pour le plomb total et de $0,9 \mu\text{g.m}^{-2}$ pour le plomb acido-soluble, ce qui permet d'atteindre :

- pour le plomb acido-soluble 0,1 fois les VGPI_{90} , de la population, et quasiment 0,1 fois la VGPI_{95} ;
- pour le plomb total 0,1 fois la VGPI_{90} et la VGPI_{95} .

Une attention particulière devra être portée par les opérateurs à la teneur en plomb contenue dans les lingettes avant prélèvement. Le critère de la norme ASTM E1792-24 (2024) indiquant que les lingettes doivent avoir une teneur en plomb inférieure à $1,0 \mu\text{g}$ n'est pas suffisant (cf. **Tableau 14** et **Tableau 15**).

Le **Tableau 14** et le **Tableau 15** présentent les LQ calculées pour atteindre 0,1 VGPI pour le plomb acido-soluble et le plomb total pour des gabarits de $0,01 \text{ m}^2$ et de $0,1 \text{ m}^2$.

Les niveaux de blanc mesurés dans la lingette doivent être inférieurs aux données présentées dans les tableaux ci-dessous. Il convient sinon de vérifier l'homogénéité du lot de lingette et de procéder à une soustraction du blanc. Ces éléments renforcent le fait d'utiliser des gabarits de $0,1 \text{ m}^2$ et une méthode avec une sensibilité suffisante.

Tableau 14 : LQ calculées pour atteindre 0,1 VGPI surfacique (plomb acido-soluble)

VGPI (plomb acido-soluble)	0,1 x VGPI	LQ correspondante pour $0,01 \text{ m}^2$	LQ correspondante pour $0,1 \text{ m}^2$
$11 \mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI_{90})	$1,1 \mu\text{g.m}^{-2}$	$0,011 \mu\text{g}$	$0,11 \mu\text{g}$
$8 \mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI_{95})	$0,8 \mu\text{g.m}^{-2}$	$0,008 \mu\text{g}$	$0,08 \mu\text{g}$
$5 \mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI_{99})	$0,5 \mu\text{g.m}^{-2}$	$0,005 \mu\text{g}$	$0,05 \mu\text{g}$

Tableau 15 : LQ calculées pour atteindre 0,1 VGPI surfacique (plomb total)

VGPI (plomb total)	0,1 x VGPI	LQ correspondante pour $0,01 \text{ m}^2$	LQ correspondante pour $0,1 \text{ m}^2$
$14 \mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI_{90})	$1,4 \mu\text{g.m}^{-2}$	$0,014 \mu\text{g}$	$0,14 \mu\text{g}$
$10 \mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI_{95})	$1 \mu\text{g.m}^{-2}$	$0,01 \mu\text{g}$	$0,1 \mu\text{g}$
$6 \mu\text{g.m}^{-2}$ (VGPI_{99})	$0,6 \mu\text{g.m}^{-2}$	$0,006 \mu\text{g}$	$0,06 \mu\text{g}$

8.2.2. Méthode B : Prélèvement par aspiration

Cinq protocoles mettent en œuvre un prélèvement par aspiration de la poussière. Ces protocoles ne décrivent que l'étape de prélèvement. Seul le protocole ASTM D 7144-2 est spécifique au plomb.

• Techniques de prélèvement

Trois protocoles recommandent un protocole de prélèvement par aspiration sur cassette équipée d'un filtre ou d'une membrane reliée à une pompe individuelle de prélèvement (INRS

2020b, INRS M450, ASTM D 7144-2). Les débits préconisés dépendent des caractéristiques physiques du polluant particulaire ciblé et de la nature de la surface concernée (2,5, 5 ou 10 L.min⁻¹). Avec cette technique, la surface aspirée est de taille réduite, l'utilisation d'un gabarit de 100 cm² est recommandée dans le protocole INRS de 2020. Il est à noter que cette technique ne permet pas de connaître précisément la granulométrie des poussières prélevées.

Le protocole ASTM D5438-17 recommande quant à lui l'utilisation d'un aspirateur HVS3 qui ne semble plus commercialisé. Les débits et la surface de prélèvement sont plus importants que pour les prélèvements sur cassette. Le système d'aspiration doit permettre un débit de 12 L.s⁻¹ à travers le système, différentes vitesses d'aspiration étant mentionnées dans le protocole en fonction de la nature du sol (de 7,6 L.s⁻¹ à 9,5 L.s⁻¹). L'aspiration se fait par bandes successives jusqu'à avoir atteint une surface de 0,5 m² pour sols recouverts de moquettes et 10 m² pour les sols nus. Les échantillons sont passés au tamis (100-mesh) pour sélectionner les poussières de diamètre inférieur à 150 µm.

Le Tableau 16 synthétise les techniques de prélèvement par essuyage de chaque protocole. Les techniques de prélèvement détaillées et les données de validation sont décrites en Annexe 5.

Tableau 16 : Synthèse des techniques de prélèvement par aspiration

Protocole	Dispositif	Débits recommandés	Surface de prélèvement	Tamissage
INRS 2020b	Cassette	Non précisé	100 cm ²	Non précisé
INRS M450	Cassette	2,5, 5 ou 10 L.min ⁻¹ selon le polluant et la nature de la surface	Non précisé	Non précisé
ASTM D 7144-2	Cassette	2,5 L.min ⁻¹ ± 0,1 L.min ⁻¹	Non précisé	Non précisé
ASTM D5438-17	Aspirateur muni d'un cyclone HVS3	9,5 L.s ⁻¹ pour sols nus 9,5 L.s ⁻¹ moquettes épaisses (nommée plush dans le protocole) 7,6 L.s ⁻¹ pour les moquettes rases (nommée level loop dans le protocole)	0,5 m ² pour sols recouverts de moquettes et 10 m ² pour les sols nus	150 µm
VDI 4300-8	Aspiration à l'aide d'un filtre plat	Non précisé	Au moins 2 m ²	Non précisé
	Aspirateur commercial	Non précisé	Non précisé	Non précisé

D'autres dispositifs de prélèvement par aspiration ne faisant pas l'objet de protocoles ont été identifiés dans la littérature. L'US EPA (1995) présente une liste de dispositifs spécialement conçus ou adaptés pour la collecte d'échantillons à des fins d'analyse du plomb dans les poussières. Ces dispositifs sont réservés au domaine de la recherche et ne sont a priori pas commercialisés.

- Techniques de minéralisation

Les protocoles identifiés ne décrivent pas l'étape de minéralisation ou d'extraction du plomb.

- Techniques d'analyse

Les protocoles identifiés ne décrivent pas l'étape d'analyse.

- Évaluation de la méthode au regard des VGPI

Les protocoles identifiés ne présentent aucune donnée essentielle de validation. Ces éléments conduisent à classer cette méthode en catégorie 3 au regard de l'ensemble des VGPI.

Les données disponibles dans la littérature montrent que l'utilisation de cette méthode en ayant recours à un aspirateur avec embout dédié (tamisage à 100 µm), suivi d'une analyse par ICP-MS a permis d'atteindre une LQ de (OQAI 2020) :

- 0,1 fois la VGPI₉₉ pour le plomb acido-soluble ;
- 0,1 fois la VGPI₉₀ pour le plomb total.

9. Conclusions et recommandations du groupe de travail métrologie

Deux méthodes de prélèvement du plomb dans les poussières ont été recensées et évaluées :

- méthode A : prélèvement par essuyage
- méthode B : prélèvement par aspiration

Les protocoles recensés ne précisent pas systématiquement les étapes de minéralisation ni les étapes d'analyse. Les techniques d'analyse pouvant être mises en œuvre à l'issue des prélèvements sont les méthodes classiques d'analyse des métaux : ICP AES, SAA Flamme et ICP-MS.

Ces deux méthodes sont classées en catégorie 3 au regard de l'ensemble des VGPI recommandées pour le plomb acido-soluble et le plomb total, et ne sont donc pas recommandées pour la comparaison à ces VGPI.

Concernant la **méthode A**, les protocoles recensés ne présentent quasi-systématiquement aucune donnée de validation. Le seul protocole présentant des données de validation ne permet pas d'atteindre la sensibilité requise pour la comparaison aux VGPI.

Les données de validation disponibles ont été obtenues pour un prélèvement à l'aide d'un gabarit de 100 cm², suivi d'une minéralisation totale et d'une analyse par ICP-AES. L'utilisation d'un gabarit plus grand permettrait de diminuer cette limite de quantification, en veillant toutefois à l'état de conservation et d'humidité de la lingette. Les tailles maximales de gabarits présentées dans les protocoles identifiés sont de 0,1 m², voir 0,16 m².

La technique d'analyse par ICP-MS devrait permettre une plus grande sensibilité. En effet, les données disponibles dans la littérature montrent que l'utilisation de cette méthode permet d'abaisser les limites de quantification pour approcher le dixième de la VGPI₉₅ de la population pour le plomb acido-soluble et le plomb total (Glorennec *et al.* 2012, OQAI 2019). Néanmoins, cette technique associée à un prélèvement par lingette n'étant pas décrite dans les protocoles recensés doit faire l'objet d'une validation.

Concernant la **méthode B**, aucun des protocoles référencés ne présente de données de validation. Cette méthode offre l'avantage de pouvoir être utilisée sur des sols non lisses.

Les données disponibles dans la littérature montrent que l'utilisation de cette méthode en ayant recours à un aspirateur avec embout dédié, suivi d'une analyse par ICP-MS a permis d'atteindre une LQ de 0,1 fois les VGPI₉₀, VGPI₉₅ et VGPI₉₉ pour le plomb acido-soluble et 0,1 fois la VGPI₉₀ pour le plomb total. Dans cette étude les poussières ont été tamisées à 100 µm (OQAI 2019).

Le groupe de travail recommande donc de valider, la méthode de mesure par lingette – minéralisation acide et analyse par ICP-MS en :

- **Employant des lingettes remplissant les critères listés dans la norme ASTM E1792-24, en veillant à ce que la teneur en plomb dans les lingettes soit inférieure à la LQ et à 0,1 fois la VGPI ou en s'assurant de l'homogénéité du lot de lingettes et en procédant à la soustraction du blanc. A noter que le critère de la norme ASTM E1792-24 concernant l'utilisation de lingette contenant moins de 1,0 µg de plomb n'est pas suffisant.**
- **Utilisant un gabarit de 0,1 m².**

- Réalisant une minéralisation du plomb acido-soluble, qui reflète davantage le plomb susceptible d'être absorbé par l'organisme lors de son ingestion, suivi d'une analyse par ICP-MS qui est la méthode permettant d'atteindre la meilleure sensibilité.

Toutefois, bien que cette méthode offre l'avantage d'être facile à mettre en œuvre, il est rappelé que cette méthode n'est adaptée que pour le prélèvement des poussières sur des surfaces lisses.

Il est également recommandé de valider une méthode de mesure avec prélèvement par aspiration, minéralisation acide et analyse par ICP-MS, en veillant à la contamination possible des systèmes de collecte et lors du tamisage des poussières. Cette méthode est plus adaptée pour les surfaces non lisses. Elle peut également être mise en œuvre sur les surfaces lisses.

Date de validation du rapport d'expertise collective par le groupe de travail Métrologie :
13 janvier 2025.

10. Bibliographie

10.1. Publications

- Anderson, Elizabeth L. 1983. "Quantitative Approaches in Use to Assess Cancer Risk." *Risk Analysis* 3 (4): 277-295. <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.1983.tb01396.x>.
- Anses. À paraître. *Méthodologie d'évaluation des méthodes de mesure dans l'air des lieux de travail, l'air intérieur et les poussières*.
- Anses. 2013. *Expositions au plomb : effets sur la santé associés à des plombémies inférieures à 100 µg/L*. Anses, 137 p. (Maisons-Alfort).
- Anses. 2020a. *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*. (saisine 2019-SA-0147). Anses, 50 p. (Maisons-Alfort).
- Anses. 2020b. *Evaluation des effets sur la santé et des méthodes de mesure des niveaux d'exposition sur le lieu de travail pour le plomb et ses composés inorganiques*. Anses, 178 p. (Maisons-Alfort).
- Anses. 2020c. *Exposition aux poussières sédimentées dans les environnements intérieurs*. (saisine 2017-SA-0192). Anses, 153 p. (Maisons-Alfort).
- Anses. 2025. *Guide d'élaboration et de choix des valeurs de référence*.
- ATSDR. 2020. *Toxicological profile for lead*. ATSDR, 583 p. <https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxProfiles/ToxProfiles.aspx?id=96&tid=22>.
- Azar, A., RD. Snee et K. Habibi. 1973. "Relationship of Community Levels of Air Lead and Indices of Lead Absorption." Dans *Environmental Health Aspects of Lead, Proceedings of an International Symposium. Amsterdam, the Netherlands, October 1972*. Comm Eur Communities, Luxembourg.
- Bocquet, A., Corbeau Pierre et M. Bocquet. 2014. "AFPA CO-02 - Etude Nutri-bébé SFAE 2013 / Comportements alimentaires avant l'âge de 3 ans." *Archives de Pédiatrie* 21: 334. [https://doi.org/10.1016/S0929-693X\(14\)71594-5](https://doi.org/10.1016/S0929-693X(14)71594-5).
- CIRC. 2006. *Inorganic and organic lead compounds. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans*. Volume 87, 519 p.
- ECHA. 2010. *ECHA scientific report for evaluation of limit values for lead and its compounds at the workplace*. ECHA, 201 p.
- Efsa. 2010. "Scientific Opinion on Lead in Food." *EFSA Journal* 8 (4): 1570. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1570>.
- Etchevers, Anne, Philippe Bretin, Camille Lecoffre, Marie-Laure Bidondo, Yann Le Strat, Philippe Glorennec et Alain Le Tertre. 2014. "Blood lead levels and risk factors in young children in France, 2008-2009." *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 217 (4-5): 528-537. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2013.10.002>.
- Etchevers, Anne, Alain Le Tertre, Jean-Paul Lucas, Philippe Bretin, Youssef Oulhote, Barbara Le Bot et Philippe Glorennec. 2015. "Environmental determinants of different blood lead levels in children: a quantile analysis from a nationwide survey." *Environment International* 74: 152-159. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.007>.
- Giovannangelo, Mariëlla, Emma Nordling, Ulrike Gehring, Marieke Oldenwening, Tom Bellander, Joachim Heinrich, Gerard Hoek et Bert Brunekreef. 2007. "Variation of biocontaminant levels within and between homes--the AIRALLERG study." *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology* 17 (2): 134-140. <https://doi.org/10.1038/sj.jes.7500482>.
- Glenn, Barbara S., Karen Bandeen-Roche, Byung-Kook Lee, Virginia M. Weaver, Andrew C. Todd et Brian S. Schwartz. 2006. "Changes in systolic blood pressure associated with

- lead in blood and bone." *Epidemiology (Cambridge, Mass.)* 17 (5): 538-544. <https://doi.org/10.1097/01.ede.0000231284.19078.4b>.
- Glenn, Barbara S., Walter F. Stewart, Jonathan M. Links, Andrew C. Todd et Brian S. Schwartz. 2003. "The longitudinal association of lead with blood pressure." *Epidemiology (Cambridge, Mass.)* 14 (1): 30-36. <https://doi.org/10.1097/00001648-200301000-00011>.
- Glorennec, Philippe, Jean-Paul Lucas, Corinne Mandin et Barbara Le Bot. 2012. "French children's exposure to metals via ingestion of indoor dust, outdoor playground dust and soil: contamination data." *Environment International* 45: 129-134. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.04.010>.
- Glorennec, Philippe, Jean-Paul Lucas, Anne-Camille Mercat, Alain-Claude Roudot et Barbara Le Bot. 2016. "Environmental and dietary exposure of young children to inorganic trace elements." *Environment International* 97: 28-36. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.009>.
- Gulson, Brian et Alan Taylor. 2023. "Which environmental sample type and statistical approach provides most information about metal exposure in young children from an urban setting?" *Environmental Research* 234: 116433. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116433>.
- Gulson, Brian, Phil Anderson et Alan Taylor. 2013. « Surface dust wipes are the best predictors of blood leads in young children with elevated blood lead levels" *Environmental Research* 126: 171-178. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2013.06.002>.
- 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.
- HCSP. 2021. *Maîtrise du risque associé à la présence de plomb dans l'environnement extérieur*. Haut Conseil de la Santé Publique (Paris). <https://www.hcsp.fr/Explore.cgi/avisrapportsdomaine?clefr=986>.
- Howe, RB., KS. Crump et C. van Landingham. 1986. *GLOBAL86*. Clement Associates, Ruston, Louisiana.
- INERIS. 2016. *Plomb et ses dérivés inorganiques*. INERIS, 170 p.
- INRS. 2020a. Plomb et composés minéraux - fiche toxicologique n°59.
- INRS. 2020b. Principe général et mise en œuvre pratique du prélèvement surfacique. <http://www.inrs.fr/dms/inrs/PDF/metropol-prelevement-surfacique/metropol-prelevement-surfacique.pdf>
- JECFA. 1987. *Evaluation de certains additifs alimentaires et contaminants*. OMS, 64p.
- JECFA. 2011. *Safety evaluation of certain food additives and contaminants*. OMS, 118 p.
- Lanphear, Bruce P., Mary Emond, David E. Jacobs, Michael Weitzman, Martin Tanner, Nancy L. Winter, Benjamin Yakir, Shirley Eberly. 1995. A side-by-side comparison of dust collection methods for sampling lead contaminated house dust. *Environmental Research* 68: 114-123.
- Lanphear, Bruce P., Richard Hornung, Jane Khoury, Kimberly Yolton, Peter Baghurst, David C. Bellinger, Richard L. Canfield, Kim N. Dietrich, Robert Bornschein, Tom Greene, Stephen J. Rothenberg, Herbert L. Needleman, Lourdes Schnaas, Gail Wasserman, Joseph Graziano et Russell Roberts. 2005. "Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis." *Environmental Health Perspectives* 113 (7): 894-899. <https://doi.org/10.1289/ehp.7688>.
- Larsson, K. et M. Berglund. 2018. "Children's exposure to chemicals in indoor environments - a literature survey of chemicals in dust." 2018.

- Le Bot Barbara, Erwann Gilles, Séverine Durand, Philippe Glorennec. 2010. "Bioaccessible and quasi-total metals in soil and indoor dust". *Eur. J. Mineral.* 22, 651–657.
- Le Bot Barbara, Claire Arcelin, Emmanuel Briand, Philippe Glorennec. 2011. "Sequential digestion for measuring leachable and total lead in the same sample of dust or paint chips by ICP-MS" *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 46: 1, 63 — 69.
- LCPP. 2022. Laboratoire central de la préfecture de Police – Rapport d'activité 2022. 42 p.
- Levallois Patrick, Julie St-Laurent, Denis Gauvin, Marilène Courteau, Michèle Prévost, Céline Campagna, France Lemieux, Shokoufeh Nour, Monique D'Amour, Pat E. Rasmussen. 2014. The impact of drinking water, indoor dust and paint on blood lead levels of children aged 1-5 years in Montreal (Quebec, Canada). *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 24(2): 185-191.
- Little Things Matter. 2014. "Little Things Matter: The Impact of Toxins on the Developing Brain" <https://www.youtube.com/watch?v=E6KoMAbz1Bw>
- Lucas, Jean-Paul, Lise Bellanger, Yann Le Strat, Alain Le Tertre, Philippe Glorennec, Barbara Le Bot, Anne Etchevers, Corinne Mandin et Véronique Sébille. 2014. "Source contributions of lead in residential floor dust and within-home variability of dust lead loading." *The Science of the Total Environment* 470-471: 768-779. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.028>.
- Lucas, Jean-Paul, Barbara Le Bot, Philippe Glorennec, Anne Etchevers, Philippe Bretin, Francis Douay, Véronique Sébille, Lise Bellanger et Corinne Mandin. 2012. "Lead contamination in French children's homes and environment." *Environmental Research* 116: 58-65. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.04.005>.
- Mandin, C. 2015. "Contamination des logements français en composés organiques semi-volatils en phase particulaire." Thèse de doctorat, Université de Rennes 1.
- Nash, Denis, Laurence Magder, Mark Lustberg, Roger W. Sherwin, Robert J. Rubin, Rachel B. Kaufmann et Ellen K. Silbergeld. 2003. "Blood lead, blood pressure, and hypertension in perimenopausal and postmenopausal women." *JAMA* 289 (12): 1523-1532. <https://doi.org/10.1001/jama.289.12.1523>.
- Navas-Acien, Ana, Maria Tellez-Plaza, Eliseo Guallar, Paul Muntner, Ellen Silbergeld, Bernard Jaar et Virginia Weaver. 2009. "Blood Cadmium and Lead and Chronic Kidney Disease in US Adults: A Joint Analysis." *American Journal of Epidemiology* 170 (9): 1156-1164. <https://doi.org/10.1093/aje/kwp248>.
- NTP. 2012. *NTP monograph: Health effects of low-level lead*. National Toxicology Program, 176 p.
- OEHHA. 2007. *Development of health criteria for school site risk assessment pursuant to health and safety code section 901(g): Child-specific benchmark change in blood lead concentration for school site risk assessment*. OEHHA, 106 p.
- OEHHA. 2011. *Technical support document for cancer potency factors. Appendix B: Chemical-specific summaries of the information used to derive unit risk and cancer potency values*. OEHHA, 626 p.
- Oleko A, Fillol C, Balicco A, Bidondo ML, Gane J, Saoudi A, Zeghnoun A. 2020. *Imprégnation de la population française par le plomb. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016*. Santé publique France, 53 p. (Saint-Maurice).
- OMS. 1995. *Inorganic lead*. World Health Organization, 207 p.
- OQAI. 2011. *Mesure de la contamination de l'air et des poussières au sol dans les écoles par les composés organiques semi-volatils. Phase pilote de la campagne nationale dans les écoles - Élaboration des protocoles de prélèvement et d'analyse*. Rapport final, 49 p.

- OQAI. 2019. *Qualité de l'air intérieur et contamination des poussières déposées au sol dans les écoles en France*. CSTB-OQAI, 178 p.
- RIVM. 2001. *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM, 297 p.
- Santé Canada. 2021. *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : Valeurs toxicologiques de référence (VTR)*. Santé Canada, 80 p.
- SCHER. 2011. *Lead Standard in Drinking Water*. Scientific Committee on Health and Environmental Risks, European Commission, 12 p.
- Sterling David A., Kevin C. Roegner, Roger D. Lewis, Douglas A. Luke, Lynn C. Wilder, Sella M. Burchette. 1999. Evaluation of four sampling methods for determining exposure of children to lead contaminated household dust. *Environmental Research* 81(2): 130-141.
- US EPA. 1995. Sampling house dust for lead. Basic Concepts and Literature Review. EPA 747-R-95-007. 98 p. (Washington, DC).
- US EPA. 2017. *Update for Chapter 5 of the Exposure Factors Handbook - Soil and Dust Ingestion*. Office of Research and Development, 100 p. (Washington, DC).
- Vanacker, Marie, Jessica Tressou, Guillaume Perouel, Philippe Glorennec et Amélie Crépet. 2020. "Combining data from heterogeneous surveys for aggregate exposure: Application to children exposure to lead in France." *Environmental Research* 182: 109069. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109069>.
- Vupputuri, Suma, Jiang He, Paul Muntner, Lydia A. Bazzano, Paul K. Whelton et Vecihi Batuman. 2003. "Blood lead level is associated with elevated blood pressure in blacks." *Hypertension (Dallas, Tex.: 1979)* 41 (3): 463-468. <https://doi.org/10.1161/01.HYP.0000055015.39788.29>.
- Wechsler, D. 1944. *The measurement of adult intelligence*. Baltimore, USA: Williams & Wilkins Company.
- Zartarian, Valerie, Jianping Xue, Rogelio Tornero-Velez et James Brown. 2017. "Children's Lead Exposure: A Multimedia Modeling Analysis to Guide Public Health Decision-Making." *Environmental Health Perspectives* 125 (9): 097009. <https://doi.org/10.1289/EHP1605>.

10.2. Normes

- AFNOR. 2003. NF X 50-110 Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise. AFNOR (indice de classement X 50-110).
- AFNOR. 2008. NF X 46-032 Diagnostic plomb - Méthodologie de mesure du plomb dans les poussières au sol. AFNOR (indice de classement X46-032).
- ASTM D6966-18. 2018. Standard Practice for collection of settled dust samples using wipe sampling. Methods for subsequent determination of metals.
- ASTM E1728/E1728 M-24. 2024. Standard practice for collection of settled dust samples using wipe sampling methods for subsequent lead determination.
- ASTMD5438-17. 2017. Standard practice for collection of floor dust for chemical analysis.
- ASTM D7144-21. 2021. Standard practice for collection of surface dust by micro-vacuum sampling for subsequent determination of metals and metalloids.
- ASTM E1792-24. 2024. Standard specification for wipe sampling materials for lead in surface dust.
- ASTM E1644-21. 2021. Standard practice for hot plate digestion of dust wipe samples for the determination of lead.

- ASTM E1979-21. 2021. Standard practice for ultrasonic extraction of paint, dust, soil, and air samples for subsequent determination of lead.
- ASTM E2913/E2913M-21. 2021. Standard practice for hotplate digestion of lead from composited wipe samples.
- ASTM E2914/E2914M-21. 2021. Standard practice for ultrasonic extraction of lead from composited wipe samples.
- FD T90-112. 1998. Qualité de l'eau - Dosage de huit éléments métalliques (Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ag, Pb) par spectrométrie d'absorption atomique dans la flamme.
- HUD. 2012. Wipe sampling of settled dust for lead determination. Appendix 13.1. 7p.
- IH 75190. 2014. Surface Wipe Sampling for Metals.
- INRS M 450. Fiche métropol. Poussières M-450.
- NF EN ISO 11885. 2009. Qualité de l'eau - Dosage d'éléments choisis par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES).
- NF T 30-201. 1981. Peintures et vernis - Détermination du plomb total - Méthode par absorption atomique dans la flamme.
- NF X 43-275. 2002. Qualité de l'air - Air des lieux de travail - Dosage d'éléments présents dans l'air des lieux de travail par spectrométrie atomique.
- NIOSH 9100. 1996. Lead in surface wipe samples.
- NIOSH 7105. 1994. Lead by GFAAS.
- NIOSH 7082. 1994. Lead by Flame AAS.
- NIOSH 7300. 2003. Elements by ICP 7300 (Nitric/Perchloric Acid Ashing).
- OSHA ID125G. 2002. Metal and metalloid particulates in workplace atmospheres (ICP analysis).
- VDI 4300-8. 2001. Measurement of indoor air pollution. Sampling of house dust.

10.3. Législation et réglementation

- Règlement (CE) n° 1907/2006 du Parlement Européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques, modifiant la directive 1999/45/CE et abrogeant le règlement (CEE) n° 793/93 du Conseil et le règlement (CE) n° 1488/94 de la Commission ainsi que la directive 76/769/CEE du Conseil et les directives 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE et 2000/21/CE de la Commission. JOUE du 30 décembre 2006 (L 396).
- Règlement (CE) n° 1272/2008 du Parlement Européen et du Conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) n° 1907/2006. JOUE du 31 décembre 2008 (L 353/1).

ANNEXES

Annexe 1 : Sources d'exposition au plomb

Du fait de son utilisation industrielle, abondante dans le passé, pour des peintures et canalisations d'eau notamment, le plomb est très présent dans les logements. Certaines personnes peuvent avoir de surcroît une surexposition spécifique, du fait de leur activité professionnelle, mais aussi de leur habitat ou lieu de vie, de leurs loisirs ou habitudes. Ces sources et modalités de surexposition sont indiquées dans les tableaux ci-dessous (HCSP 2021).

Tableau 1 : Sources et modalités de surexposition de certains enfants et adultes

Sources de plomb	Modalités de surexposition	
	Enfant	Femme enceinte
Peintures ou sous couches au plomb (de moins en moins utilisées et de moins en moins plombées depuis 1949) dégradées ou lors de travaux	• Ingestion de fragments, • Ingestion de poussières* contaminées par contact main sol puis main bouche	Décapage ou ponçage, ingestion de poussière* contaminée par contact main sol puis main bouche
Eau* du robinet distribuée par des anciens éléments de canalisation ou plomberie contenant du plomb, surtout quand l'eau a un pH acide ou est faiblement minéralisée	Boisson ou utilisation en cuisine	Idem enfant
Site industriel* (en activité ou non)	• Pollution de l'air (si activité), • ingestion de poussières contaminées par contact main sol puis main bouche, • (consommation de légumes cultivés sur terres très polluées)	idem
Cosmétiques traditionnels (khôl, surma...)	contact main produit puis main bouche, contamination poussière	idem
Remèdes , « fortifiants » traditionnels	Ingestion	idem
Ustensiles de cuisine et récipients alimentaires en céramique artisanale ou en alliage métallique contenant du plomb ou réparé avec une soudure au plomb	Ingestion de produits en contact avec céramique (faïence), cristal, étain, en particulier lorsqu'ils sont acides ou que le contact est prolongé	idem
Utilisation de bois peint en chauffage	Inhalation de vapeurs et poussières	idem

Sources de plomb	Modalités de surexposition	
	Enfant	Femme enceinte
Jouets, bijoux, objets domestiques (par exemple, lest de rideaux) en plomb, contenant du plomb, couvert d'un émail ou d'une peinture contenant du plomb	Port à la bouche	idem
Projectiles intracorporels	Blessure par arme à feu	Idem
Activité professionnelle ou de loisirs (cf. tableaux suivants) exposante	Exposition directe (loisirs, ferrailage) ou via contact avec des poussières contaminées (contamination par vêtements de travail et chaussures)	Exposition directe
Pratique d' exorcisme par fonte de plomb	Inhalation de vapeurs et ingestion de plomb redéposé	idem

Tableau 2 : Activités de loisirs exposant au plomb

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

Annexe 2 : Méthode A : détails des modalités de prélèvement par essuyage

▪ INRS (2020b)

Le protocole INRS décrit le principe général et la mise en œuvre pratique du prélèvement surfacique. Il n'est pas spécifique à la mesure du plomb surfacique.

Selon ce protocole, le prélèvement par essuyage est privilégié pour le mesurage de tout agent chimique déposé sur des surfaces lisses ou peu rugueuses (typiquement pour des rugosités caractérisées par $Ra < 100 \mu m$, ce qui correspond à la limite moyenne de relief perceptible par l'œil).

Le prélèvement surfacique nécessite l'utilisation d'un gabarit de prélèvement délimitant une superficie prédéfinie. La surface citée est un carré de 10 x 10 cm, surface communément retrouvée dans plusieurs protocoles.

Ce protocole cite des lingettes commerciales (Ghost wipes®, Dry Ghost wipes®, Anios Pro'wipes®, etc.) qui doivent rester dans leurs sachets hermétiques jusqu'au moment du prélèvement. Le prélèvement se fait selon la technique préconisée de « serpentín », en procédant à des allers-retours avec la lingette, à une vitesse d'environ 2 à 5 cm.s⁻¹, pour couvrir l'intégralité de la surface délimitée par le gabarit. Il est spécifié que l'opérateur ne doit pas chercher à prélever le maximum de matière en intervenant ou en interférant mécaniquement sur le prélèvement (appui excessif de la lingette, multiplication du nombre de passages, etc.). Après ce premier passage, la lingette est repliée sur elle-même (ou « remodelée » par un jeu de pliage adapté) afin de procéder selon le même mode opératoire, à un second balayage de l'intégralité de la surface, perpendiculairement au premier. Si la constitution de la lingette le permet (superficie, épaisseur, etc.), elle est de nouveau repliée sur elle-même (ou de nouveau « réarrangée ») pour un troisième essuyage identique au premier. Ce troisième passage peut être remplacé par l'essuyage du pourtour interne du gabarit. La lingette est alors immédiatement conditionnée dans un sachet ou flacon en matériau inerte, hermétiquement fermé.

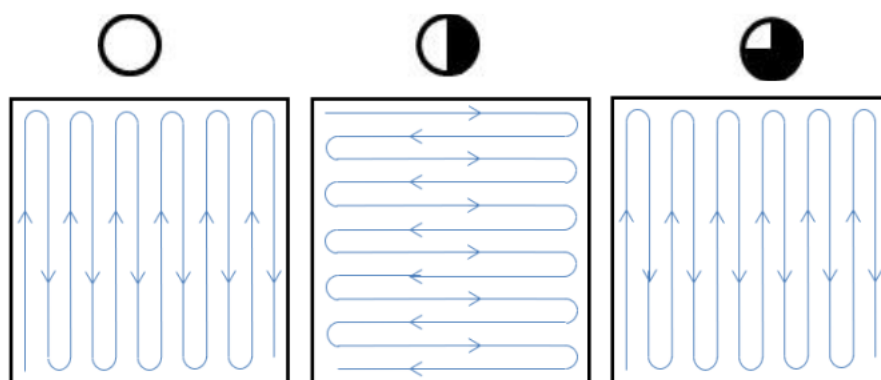


Figure 1 : Mode opératoire de prélèvement par essuyage dit en « serpentín » en trois passages avec repliage de la lingette (Source : INRS Métropol « principe général et mise en œuvre pratique du prélèvement surfacique »)

▪ Norme NF X 46-032

La norme **NF X 46-032** définit la méthodologie de mesure du plomb dans les poussières présentes sur le sol des locaux dans le cadre du contrôle après travaux en présence de plomb. Elle décrit le prélèvement de poussières à l'aide de lingettes ainsi que les modalités de minéralisation en vue de déterminer la teneur en plomb acido-soluble dans les poussières

prélevées. Elle ne décrit pas l'analyse mais mentionne les techniques analytiques qu'il est possible de mettre en œuvre pour doser le plomb acido-soluble dans les poussières. Ce protocole utilise des lingettes humidifiées ne contenant ni détergent ni plomb ou toute autre substance susceptible de perturber la mesure. La texture doit être telle que la lingette ne se délite pas sur un support rugueux. Il n'est pas spécifié de type de lingettes commerciales.

Un blanc lingette doit être vérifié pour chaque lot de fabrication de lingettes (la valeur devant être inférieure à la limite de quantification de la méthode pour que le lot de lingettes soit utilisable). Un échantillon témoin est réalisé sur le site de la mission afin de vérifier la non contamination

Le protocole utilise un gabarit de largeur minimale 15 cm pour délimiter une surface d'environ 0,1m² à échantillonner (Ex : 33 cm x 33 cm – 50 cm x 20 cm). Le gabarit doit être suffisamment lisse pour pouvoir être essuyé entre 2 prélèvements).

Lors du prélèvement, la lingette posée à plat. L'opérateur pose sa main à plat sur la lingette, les doigts sont joints par-dessus et la lingette est maintenue entre le pouce et la paume de la main. L'opérateur appuie fermement avec le maximum de la surface des doigts et de la paume. Un 1^{er} passage sur la surface du gabarit est fait en S jusqu'à couvrir entièrement la surface. Un 2^e passage est réalisé après avoir plié en deux la lingette, la partie contaminée étant à l'intérieur. Le second passage est réalisé perpendiculairement au 1^{er}. Les prélèvements sont réalisés avec des gants à usage unique. Le gabarit est nettoyé après chaque prélèvement avec une nouvelle lingette qui est ensuite jetée.

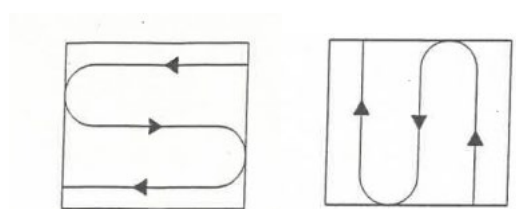


Figure 2 : Mode opératoire de prélèvement par essuyage dit en « S » en deux passages avec repliage de la lingette (Source : NF X 46-032 Diagnostic plomb : méthodologie de mesure du plomb dans les poussières au sol)

▪ **ASTM D6966-18**

Le protocole **ASTM D6966-18** est un protocole de prélèvement par essuyage pour déterminer les teneurs en métaux dans les poussières.

Les lingettes utilisées doivent être emballées individuellement, être entièrement humidifiées et avoir une teneur en métal aussi faible que possible (au maximum 1/10^e de la concentration cible). L'utilisation de lingettes répondant aux spécificités de la norme **ASTM E1792-24** est recommandée. Cette norme est à l'attention des fabricants de lingettes ou des utilisateurs désireux d'évaluer les performances de leurs lingettes ou comparer leurs performances. Le respect de toutes les spécificités indiquées dans cette norme permet aux lingettes d'avoir une appellation « Meets ASTM E1792 » qui sera indiquée sur les sachets individuels contenant les lingettes.

La norme mentionne les spécificités suivantes :

- La teneur en plomb d'une lingette avant prélèvement doit être inférieure à 1,0 µg de plomb ;
- Des essais de dopage avec un matériau certifié de référence d'au minimum 7 lingettes à $20 \pm 2,0$ µg, 100 ± 10 µg et 500 ± 50 µg de plomb doivent être réalisés. Les taux de recouvrement doivent être de 100 ± 20 % et les coefficients de variation des résultats ne doivent pas excéder 25 % pour 20 µg et 10 % pour 100 et 500 µg ;

- Taux de collecte : les essais consistent à doper une surface d'au minimum 900 cm² avec une masse connue de poussières avec plomb ($0,5 \pm 0,05$ g). La surface est essuyée avec une lingette conformément au protocole ASTM E1728. Quatre-vingt-quinze pourcents des lingettes testées doivent avoir un taux de collecte supérieur à 75 % ;
- Rugosité : au minimum 7 prélèvements sont réalisés conformément au protocole ASTM E7128 sur une surface d'au minimum 1800 cm² (sol lisse en vinyl). Un examen visuel des lingettes est effectué après prélèvement pour vérifier l'absence de trous ou de déchirures. Quatre-vingt-quinze pourcents des lingettes testées ne doivent pas se déchirer ou avoir de trous ;
- Teneur en humidité : la lingette doit être humide à la fois visuellement et au toucher lors du retrait de l'emballage. Des lingettes sont pesées avant séchage et après séchage, permettant ainsi d'obtenir la teneur en humidité. Les résultats obtenus doivent avoir un coefficient de variation inférieur à 25 % ;
- La masse des lingettes ne doit pas varier de plus de 10% ;
- Les lingettes ayant une surface comprise entre 200 et 400 cm² sont nommées « lingettes larges » et les lingettes ayant une surface comprise entre 16 et 38 cm² sont nommées « lingettes petites » ;
- L'épaisseur des lingettes doit être comprise entre 0,05 et 0,5 mm ;
- Chaque lingette doit être contenue dans un emballage individuel, comprenant la date de la fabrication, le numéro du lot et la durée de conservation.

Le protocole utilise un gabarit de surface minimale 100 cm² (10 cm x 10 cm). Des surfaces plus grandes peuvent être utilisées si les poussières sont non visibles (30cm x 30cm). La lingette est posée à plat. Une nouvelle paire de gants est utilisée à chaque prélèvement.

Un 1^{er} passage est réalisé en S ou en Z jusqu'à couvrir toute la surface du gabarit. Un 2^{ème} passage est réalisé en S ou en Z après avoir plié la lingette en 2. Un 3^{ème} passage visant les bords et les coins est réalisé après avoir plié à nouveau la lingette en 2.

Un échantillon témoin est réalisé sur site afin de vérifier la non contamination (fréquence : un échantillon témoin ou 5 % du nombre de prélèvement).

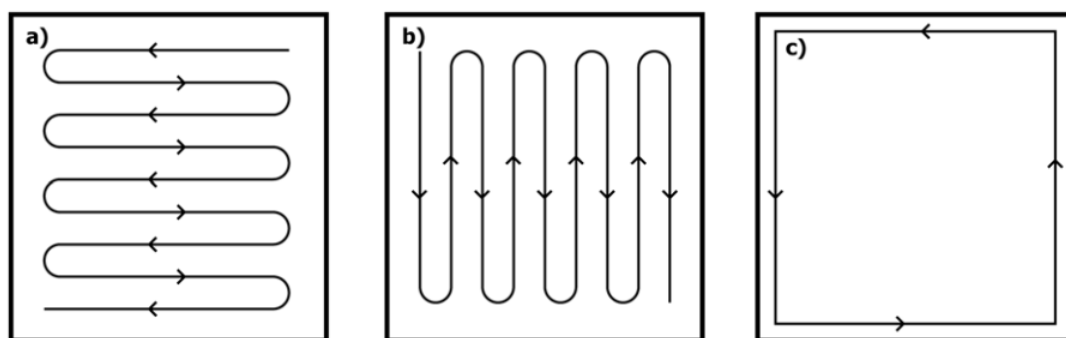


Figure 3 : Mode opératoire de prélèvement par essuyage dit en « S » en trois passages avec repliage de la lingette (Source : ASTM D6966-18 collection of settled dust samples using wipe sampling- méthodes for subsequent determination of métaux)

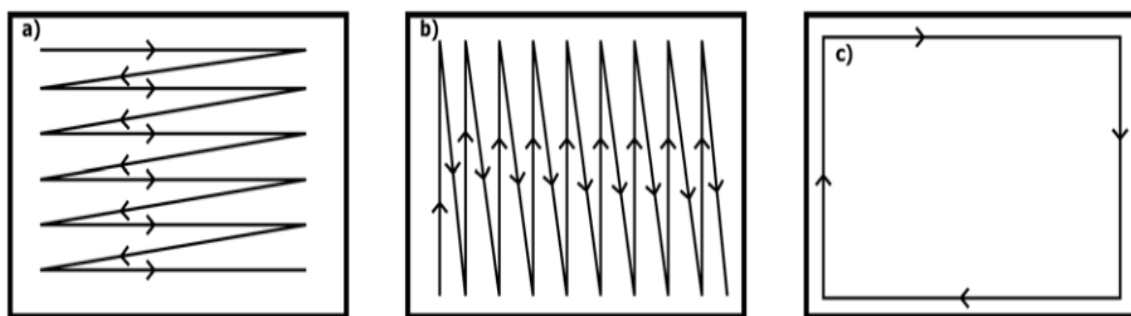


Figure 4 : Mode opératoire de prélèvement par essuyage dit en « Z » en trois passages avec repliage de la lingette (Source : ASTM D6966-18 collection of settled dust samples using wipe sampling- methods for subsequent determination of métaux)

▪ **ASTM E7128**

Le protocole **ASTM E7128** est un protocole de prélèvement par essuyage pour déterminer les teneurs en plomb dans les poussières. Il reprend le protocole ASTM D6966-18 à l'identique, avec comme indication supplémentaire que, si possible, une lingette dopée avec un matériau de référence doit subir le même protocole analytique que les lingettes utilisées pour un prélèvement.

▪ **NIOSH 9100**

Le protocole **NIOSH 9100**, spécifique à la mesure du plomb dans les poussières, utilise des lingettes humidifiées, emballées individuellement (exemples Wash'n DriTM hand wipes ou équivalentes), contenant de faibles concentrations de plomb. Il n'est pas fait mention des spécificités de la norme ASTM E1792-24.

Le prélèvement est réalisé en utilisant un gabarit de 100 cm² (10 cm x 10 cm). La lingette est pliée en 4 et un 1^{er} passage horizontal en S est réalisé avec une pression ferme de la main. La lingette est pliée en 2 avec la partie contaminée à l'intérieur. Un 2^e passage vertical en S est effectué. La lingette est repliée en 2 pour obtenir une partie non exposée. Un 3^e passage horizontal en S est réalisé.

Un échantillon témoin est réalisé sur site afin de vérifier la non contamination (fréquence : 5% du nombre de prélèvement avec un minimum de 2).

▪ **IH75190**

Le protocole **IH75190**, spécifique à la mesure des métaux dans les poussières, est basé sur la méthodologie du protocole NIOSH 9100 avec 3 passages en S sur une surface de 100 cm². Il utilise des lingettes humidifiées (de type Ghost wipe ou Lead wipe qui répondent aux spécificités de la norme ASTM E1792-24). Des filtres ou compresses avec 1-2 mL d'eau distillée déposée sur environ 80% de la surface peuvent être aussi utilisés.

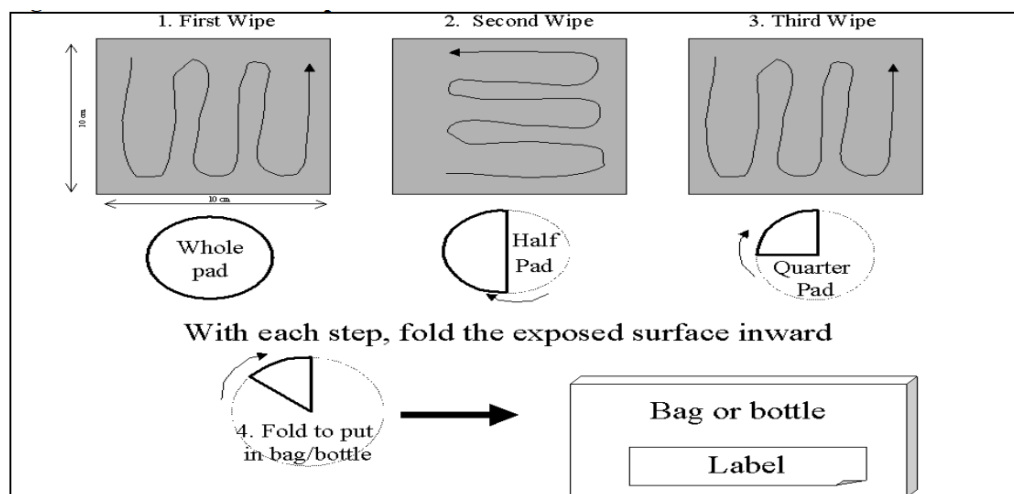


Figure 5 : Mode opératoire de prélèvement par essuyage dit en « S » en trois passages avec repliement de la lingette (*Source : IH75190 Surface wipe sampling for metals*)

▪ **HUD 2012**

Le protocole **HUD 2012**, spécifique à la mesure du plomb dans les poussières, utilise des lingettes répondant aux spécificités de la norme ASTM E1792-24.

Les gabarits utilisés mesurent entre 100 cm² et 1600 cm². Un premier passage en S bord à bord est réalisé avec la lingette. Après avoir plié en 2 la lingette, un 2^e passage en S est réalisé de haut en bas. Après avoir de nouveau plié en 2 la lingette, un 3^e passage est effectué sur les bords de la zone ayant fait l'objet de prélèvements.

▪ **OSHA ID-125G**

Le protocole **OSHA ID-125G** est un protocole de détermination des métaux dans l'atmosphère des lieux de travail mais il aborde le prélèvement par essuyage et l'analyse spectrométrie atomique avec plasma couplée par induction (ICP-AES) des métaux dans les poussières déposées au sol. Il dispose de nombreuses données de validation.

L'étape de prélèvement par essuyage utilise des lingettes Ghost wipe (répondant aux spécificités de la norme ASTM E1792-24). L'opérateur plie la lingette en deux et essuie une zone de 10 cm × 10 cm en commençant par le bord extérieur de la surface et en appliquant une pression ferme. L'essuyage se réalise en progressant vers le centre avec des carrés concentriques de taille décroissante. La lingette est à nouveau pliée en 2, avec le côté contaminant vers l'intérieur pour réaliser un 2^e essuyage selon la même méthode (carrés concentriques de taille décroissante). Après avoir de nouveau pliée la lingette en 2, côté contaminant vers l'intérieur, un 3^e essuyage est réalisé.

▪ **VDI 4300-8**

Le guide VDI 4300-8 décrit plusieurs méthodes d'échantillonnage (actif et passif) de la poussière dont la méthode par essuyage. Il n'est pas spécifique à la mesure du plomb surfacique.

Le guide précise que l'échantillonnage par essuyage ne convient que pour les surfaces de sol lisses (par exemple parquet ou linoléum) afin d'obtenir de la poussière fraîche. Il est utilisé en particulier lorsque l'échantillonnage par aspiration est trop complexe.

Le guide préconise l'utilisation des matériaux suivants, mousses (mousses de polyuréthane), serviettes en papier et serviettes domestiques, mais il ne décrit précisément que l'échantillonnage à l'aide de mousses de polyuréthane dans lesquelles la poussière domestique est adsorbée.

Si la charge de poussière est faible et que la zone à échantillonner est petite, la capacité d'adsorption de la mousse de polyuréthane est suffisante pour collecter la poussière domestique. En cas de charge importante de poussières, de composition inhomogène de la poussière et/ou de grandes surfaces à échantillonner, la poussière n'est plus quantitativement adsorbée par la mousse de polyuréthane. Il est alors nécessaire d'utiliser un aspirateur en complément de la mousse.

Cas des surfaces faiblement chargées en poussières :

La mousse de polyuréthane est déplacée lentement en chevauchant les passages sur la surface lisse afin de permettre une collecte quantitative de la poussière domestique. Au cours de ce processus, la poussière s'accumule sur la mousse de polyuréthane. La surface essuyée doit être mesurée. Si plusieurs zones sont essuyées, les surfaces échantillonnées doivent être additionnées. La mousse de polyuréthane est ensuite transférée dans un récipient de transport et amenée au laboratoire. Comme la mousse n'est pas pesée, cette méthode ne permet pas de déterminer la masse de poussières collectée. La méthode décrite a été testée exclusivement sur des sols présentant une charge de poussières relativement faible (jusqu'à 20 mg de poussière par mètre).

Cas des surfaces présentant une charge de poussières relativement élevée ou une composition inhomogène de la poussière :

La mousse de polyuréthane est déplacée plusieurs fois avec des mouvements lents et réguliers sur la zone à échantillonner (environ 10 m²) en veillant à ce que les passages se chevauchent d'au moins 10 % afin de permettre une collecte quantitative de la poussière domestique. La poussière de chaque zone d'environ 1 m² est rassemblée. La poussière qui se trouve alors sur le sol est directement aspirée avec l'aspirateur et la poussière qui a adhéré à la mousse de polyuréthane est également aspirée.

Annexe 3 : Méthode A : détails de l'étape de minéralisation

▪ **Norme NF X 46-032**

La norme NF X 46-032 comprend une phase d'extraction du plomb acido-soluble avant analyse. Le principe de cette extraction consiste à simuler la solubilisation du plomb dans l'estomac. La minéralisation est effectuée par acide chlorhydrique et ultrasons. Il convient de verser dans un tube qui contient la lingette une quantité connue d'acide chlorhydrique 0,15 N de manière à recouvrir la lingette. Le tube est agité manuellement puis à la cuve à ultrasons pendant 15 min puis laissé 1h à une température de 37°C. L'échantillon est ensuite filtré sur un filtre papier sans cendres.

▪ **OSHA ID-125G**

Dans le protocole OSHA ID-125G, l'étape de minéralisation est précisément détaillée et permet une minéralisation totale du plomb.

La lingette Ghost Wipe est déposée dans un bécher de 125mL préalablement rincé avec HNO₃ puis de l'eau déminéralisée. 4 ml de H₂SO₄ sont ajoutés et l'échantillon est laissé reposer pendant 5 minutes. 2 ml d'eau déminéralisée suivi de 2 mL de HNO₃ concentré sont ensuite ajoutés puis l'échantillon est laissé au repos pendant 15 minutes. Jusqu'à 8 mL supplémentaires de HNO₃ concentré peuvent être ajoutés pour faciliter la digestion, surtout si les échantillons sont fortement chargés. Le bécher est déposé sur une plaque chauffante. Lorsque la solution devient brune ou noire, de l'eau oxygénée est ajoutée par groupes de 2 à 3 gouttes jusqu'à ce que la solution devienne limpide, incolore ou légèrement jaune (les lingettes Ghost peuvent nécessiter jusqu'à 10 ml H₂O₂). La solution est laissée sur la plaque chauffante encore quelques minutes jusqu'à ce que des vapeurs denses et blanches deviennent évidentes. Une fois l'échantillon refroidi, 4 mL de HCl concentré sont ajoutés dans le bécher dont les parois sont rincées avec de l'eau déminéralisée. L'échantillon est de nouveau remis sur une plaque chauffante jusqu'à ce que la solution soit presque en ébullition. Une fois le bécher refroidi à température ambiante, la solution digérée est ajustée à 50 mL.

▪ **ASTM E1644-21, ASTM E1979-21, ASTM E2913/E2913M-21 et ASTM E2914/E2914M-21**

Les protocoles ASTM E1644-21, ASTM E1979-21, ASTM E2913/E2913M-21 et ASTM E2914/E2914M-21 quant à eux décrivent la minéralisation des lingettes sans traiter du prélèvement, la seule information sur le prélèvement étant qu'il est possible de réaliser celui-ci selon le protocole ASTM E1728 et d'utiliser des lingettes faisant référence à la spécification AI792. Ils décrivent la minéralisation totale du plomb.

La méthode décrite dans les protocoles ASTM E1644-21 et ASTM E2913/E2913M-21 est similaire à celle décrite dans le protocole OSHA ID-125G (utilisation d'acide nitrique et plaque chauffante).

Le protocole ASTM E2913/E2913M-21 indique qu'il est possible de minéraliser simultanément jusqu'à quatre lingettes. Pour cela il faut les déposer dans un bécher de 250 mL. 60 ml d'acide nitrique sont ensuite ajoutés puis le bécher, recouvert d'un verre de montre, est déposé sur une plaque chauffante jusqu'à l'obtention d'une solution d'environ 8 mL. Une fois l'échantillon refroidi, 40 mL de H₂O₂ (30% w/w) sont ajoutés. Le bécher est de nouveau couvert puis installé sur la plaque chauffante jusqu'à ébullition et l'obtention d'environ 8 mL. Une fois le digestat refroidi il est dilué avec 80 mL d'eau puis filtré dans un ballon de 250 mL ensuite complété à l'eau. Le protocole E1644 – 21 quant à lui n'indique pas de nombre de lingettes et diffère quant au volumes de réactifs utilisés (ajout d'un 25 mL d'un mélange 1/1 en volume d'acide

nitrique/eau pour le 1^{er} chauffage avec indication d'une température entre 85 et 100°C pendant 10-15 minutes, puis ajout de 10 mL d'acide nitrique pour une 2^{nde} phase de chauffage avant l'ajout de 10 mL de H₂O₂ (30% w/w) / eau).

Il est indiqué dans ces deux protocoles qu'il est à la charge du laboratoire de valider cette méthode en fonction des exigences souhaitées.

La méthode d'extraction décrite dans les protocoles ASTM E1979-21 et E2914/E2914M-21 consiste en une extraction avec HNO₃ et ultrasons. Ces protocoles concernent les matrices environnementales (films de peinture sèches, poussières déposées, salissures et particules en suspension dans l'air) dans le cas de ASTM E1979-21 et les lingettes (jusqu'à quatre extraites simultanément) dans E2914/E2914M-21.

Dans le protocole E2914/E2914M-21 les lingettes sont placées dans un récipient de 125 mL. Ces lingettes sont recouvertes avec 15 mL d'acide nitrique 35%(v/v), puis après fermeture, secouées en s'assurant de l'absence de bulles. Le récipient est ensuite placée dans un bain à ultrasons contenant de l'eau chauffée à 60°C pendant au moins 30 minutes.

L'échantillon est ensuite refroidi avant d'ajouter 35 mL d'eau et d'être remué. Il est de nouveau placé dans le bain à ultrasons à 60°C pendant au moins 30 minutes. Une fois froid et homogénéisé, l'extrait peut être analysé.

Le protocole ASTM E1979-21 utilise la même méthode que E2914/E2914M-21 avec des variations au niveau des volumes de réactifs. À la fin du prélèvement les lingettes sont placées dans des tubes de 50 mL. 15 mL d'acide citrique à 25% sont introduits dans ces tubes avant d'être placé dans le bain à ultrasons pendant au moins 20 minutes deux fois de suite avec retrait des bulles entre les deux séries.

L'extrait est ensuite dilué avec ajout de 50 mL d'eau puis secoué pendant 5 à 10 secondes avant de pouvoir être analysés. Une filtration ou une centrifugation peut être nécessaire.

▪ **Données de la littérature**

Une technique de minéralisation séquentielle pour l'analyse du plomb acido-soluble et total sur un même échantillon a été développée pour le projet Plomb habitat après un prélèvement par lingette (LeBot et al. 2011). La première étape¹¹ est similaire à l'étape décrite dans la norme AFNOR NFX46-032. Elle consiste à placer la lingette dans un tube en polyéthylène et ajouter 40 mL d'HCl concentré à 1,4 %. Le tube est ensuite soumis à une ultrasonication pendant 15 minutes. Les tubes sont ensuite couverts et placés dans un bloc en graphite à 37 °C pendant 1 heure. Les échantillons sont ensuite de nouveau soumis à une ultrasonication pendant 15 minutes. Après ajustement du volume à 40 mL, un aliquote de 20 mL est filtré (filtre de 0,45 µm) avant analyse du plomb acido-soluble par ICP/MS.

La seconde étape consiste à déterminer le plomb résiduel. La lingette et les 20 mL de solution acide restants sont mélangés avec le filtre de l'étape précédente, et 10 mL d'acide nitrique sont ajoutés. Le tube est placé dans un bloc en graphite. La température est augmentée jusqu'à 60 °C sur une période de 30 minutes, puis maintenue à 60 °C pendant 30 minutes. La température est ensuite augmentée jusqu'à 95 °C sur une période de 20 minutes et maintenue

¹¹ La 1^{ère} partie de la méthode séquentielle, qui est l'analyse du plomb acido-soluble (HCl) a été validé sur des poussières de sol par comparaison avec la méthode de référence Européenne (Barge) sur la bioaccessibilité des métaux (dont le plomb) (Pelfrene et al. 2020).

à 95 °C pendant 90 minutes. Après refroidissement des tubes à température ambiante, leur contenu a été filtré avant analyse par ICP/MS

La masse de plomb totale est déterminée par calcul à partir de la masse de plomb résiduel et la masse de plomb acido-soluble.

La nature et la quantité d'acide lors de la seconde étape peuvent être modifiées en vue d'une analyse multi-éléments métalliques (LeBot et al. 2010).

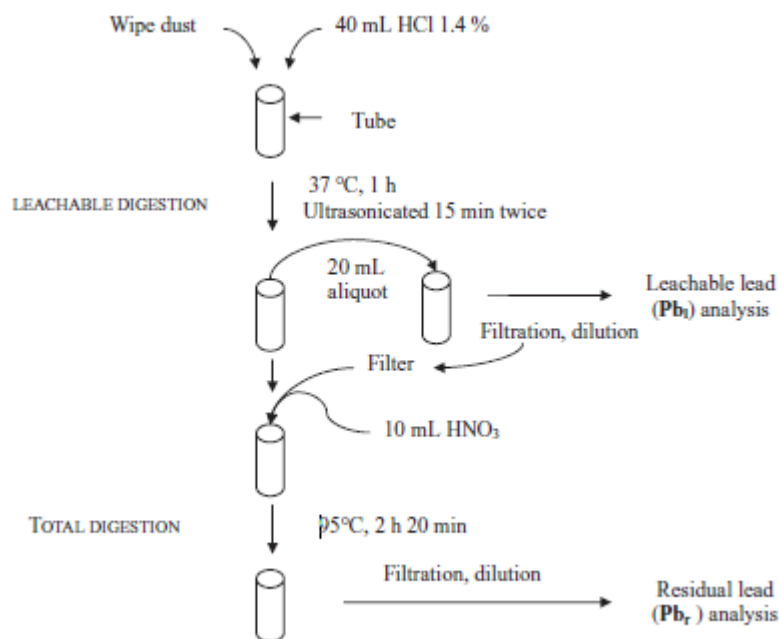


Figure 3 : Minéralisation séquentielle pour l'analyse du plomb acido-soluble et du plomb total (d'après LeBot et al. 2011).

Annexe 4 : Méthode A : données de validation disponibles

Parmi les 9 protocoles, seul le protocole OSHA ID-125G dispose de nombreuses données de validation. Le protocole NIOSH 9100 ne présente aucune donnée de validation mais il indique les limites de détection suivantes :

- 2 µg de plomb par SFA flamme ou ICP, correspondant à une limite de détection de 200 µg.m⁻² (pour une surface prélevée de 100 cm²).
- 0,1 µg de plomb par SFA four, correspondant à une limite de détection de 10 µg.m⁻² (pour une surface prélevée de 100 cm²).

Les données de validation du protocole OSHA ID-125G sont les suivantes :

Limite de détection et de quantification :

Le protocole indique une limite de détection procédure globale (DLOP) de 0,55 µg et une limite de quantification analytique fiable (RQL) de 1,8 µg, déterminées par dopage de lingettes à l'aide de solution.

Essais de conservation et de stockage avant analyse :

Douze lingettes Ghost wipe ont été dopées à l'aide de solutions à une concentration cible de 100 µg de plomb. Trois échantillons ont été analysés le jour de leur préparation, 9 échantillons ont été conservés à température ambiante (environ 22°C). Trois échantillons ont été minéralisés puis analysés tous les 5 jours. Les taux moyens de récupération obtenus sont 94,9% à 0 jour, 95,1 % après 5 jours de conservation, 95,1 % après 10 jours et 94,9 % après 15 jours.

Des essais de conservation des solutions après digestion ont également été menés. 4 lingettes Ghost wipe ont été dopées à une quantité cible de 100 µg de plomb. Les solutions ont été minéralisées puis analysées à 0 jour et après 7 jours de conservation à température ambiante. Les taux de récupération obtenus sont compris entre 94,2 et 98,8 %. Des différences faibles, comprises entre 0,3 et 1,8 %, sont observées entre les analyses à 0 jour et 7 jours.

Efficacité de collecte :

Six plaques de verre de 100 cm² ont été dopées à une concentration cible de 100 µg de plomb des avec solutions liquides puis laissées sécher. L'essuyage a été réalisé conformément au protocole de prélèvement. Des taux de récupération compris entre 80 et 93,6 % ont été obtenus avec une valeur moyenne de 89,7 %.

L'effet opérateur sur le prélèvement également été testé. Douze plaques de verre de 100 cm² ont été dopées à une concentration cible de 100 µg de plomb des avec solutions liquides ensuite séchées. Deux opérateurs distincts ont effectué des prélèvements par essuyage sur respectivement 6 plaques. Il n'est pas observé de différence significative entre les 2 opérateurs. Les taux de récupération moyens obtenus pour l'opérateur 1 et l'opérateur 2 sont respectivement 94,1 % et 92,9 %.

Taux de récupération analytique :

Des lingettes ont été dopées à des quantités de plomb de 1,8 µg, 10 µg, 100 µg et 1000 µg. Ces échantillons ont été conservés pendant la nuit à température ambiante puis analysés. Les taux de récupération obtenus à 1,8 µg, 10 µg, 100 µg et 1000 µg sont respectivement 66,7 %, 97,3 %, 97,6 % et 100 %.

L'effet opérateur a également été testé. Six lingettes Ghost wipe ont été dopées à une quantité cible de 100 µg de plomb. Elles ont été conservées 15 jours à température ambiante puis ont été analysées par un autre opérateur que celui qui a développé la méthode. Des taux de récupération compris entre 96,1 % et 101,2 % ont été obtenus avec une valeur moyenne de 98,4 %.

Etude des interférents :

Six lingettes Ghost Wipes vierges ont été minéralisées puis analysées pour déterminer les interférences dues à la contamination du support du prélèvement et des réactifs. La quantité de plomb retrouvée est comprise entre 0 et 0,515 µg avec une valeur moyenne de 0,158 µg (représentant le 1/10^{ème} de la limite de quantification).

Six lingettes Ghost Wipes vierges ont été utilisées pour nettoyer une plaque de verre propre. Elles ont été minéralisées puis analysées pour déterminer les interférences dues à la contamination du support du prélèvement, de la surface de prélèvement et des réactifs. La quantité de plomb retrouvée est comprise entre 0 et 0,640 µg avec une valeur moyenne de 0,260 µg (représentante le 1/7^{ème} de la limite de quantification).

Analyse de matériaux certifiés :

Environ 100 mg de matériaux certifiés (peinture au plomb, poussières intérieures et matière particulaire urbaine) ont été placés dans un bécher conique avec une lingette Ghost Wipe. Les échantillons ont été digérés puis filtrés pour éliminer toutes les particules. Le filtre pour chaque échantillon, ainsi que les particules restantes, ont été digérées une seconde fois. Pour les poussières intérieures et la matière particulaire urbaine, les essais ont montré l'efficacité de l'étape de minéralisation et des taux de récupération moyens respectivement de 78,5 % et 96,1 %.

Incertitudes :

Le protocole renseigne des données de reproductibilité sur le prélèvement et sur l'analyse, mais celles-ci ont été déterminées pour des teneurs en plomb très élevées (concentrations équivalentes à 180 µg.m⁻²).

Méthode par essuyage, digestion séquentielle et analyse par ICP/MS ((Le Bot et al. 2011).

Le prélèvement est effectué par essuyage selon les préconisations de la norme NFX 46-032. La procédure de minéralisation séquentielle pour déterminer le plomb acido-soluble et le plomb total à partir d'un même prélèvement obtenu par essuyage à l'aide d'une lingette (Cf. Annexe 3) a été validée à l'aide d'essais interlaboratoires et de matériaux de référence certifiés (SRM2583 et SRM 2584).

La teneur en plomb de ces matériaux de référence est de 85,9 µg/kg (SRM2583) et 9761 µg/kg (SRM2584).

Les données de validation n'ont pas été obtenues par dopage d'une surface, mais par dopage des lingettes.

L'analyse du plomb acido-soluble dans l'échantillon de SRM 2583 a fait l'objet d'un essai interlaboratoire. L'écart-type de reproductibilité était inférieur à 10% (masse testée 0,03g et 0,9g de SRM2583)

Un taux de récupération du plomb total de 95% a été déterminé à partir d'échantillons de SRM2583 et SRM2584. Les écart-type de répétabilité étaient de 13% pour le plomb acido-soluble et 8% pour le plomb total. La limite de quantification est de 2 µg.m⁻² pour un gabarit de 0,1 m².

L'incertitude élargie de la méthode n'est pas précisée.

Annexe 5 : Méthode B : détails des modalités de prélèvement par aspiration et données de validation disponibles

▪ INRS (2020b)

Comme pour le prélèvement par essuyage, le protocole INRS (2020b) décrit le principe général et la mise en œuvre pratique du prélèvement par aspiration sur cassette.

Selon ce protocole, le prélèvement par aspiration sur cassette est privilégié pour le mesurage de composés particulaires solides déposés sur tous les types de surfaces, y compris des surfaces à micro- et/ou macro-relief marqué : rugosité importante, porosité et/ou perméabilité élevée(s), mais aussi sur des matériaux textiles de type tissu ou moquette.

Le prélèvement par aspiration se fait généralement sur cassette fermée simple étage équipée d'un filtre ou d'une membrane, positionné en amont d'une pompe individuelle de prélèvement. Le filtre utilisé est choisi selon la nature des particules prélevées et sa porosité doit être adaptée à la granulométrie de ces dernières. Les particules collectées sur le filtre, mais également déposées sur la paroi interne de la cassette, seront ensuite analysées en vue de déterminer la quantité d'agent chimique présent sur la surface.

Une canule cylindrique doit être positionnée sur l'orifice d'entrée de la cassette. Le côté de la canule en contact avec la surface peut être biseauté à 45° pour faciliter la manipulation lors du prélèvement. Il est préconisé d'utiliser une canule de 5 cm de longueur pour 6 mm de diamètre interne (les matériaux souples sont à proscrire).

Lors du prélèvement, l'opérateur doit maintenir fermement le dispositif constitué par la cassette pourvue de la canule (les deux éléments ne doivent pas se désolidariser). La canule doit être au contact de la surface et glisser sur celle-ci.

L'angle maximal entre la section de la canule et la surface doit être inférieur à 10°. Au-delà, l'efficacité de récupération diminue significativement, voire chute si l'angle devient trop ouvert. Si l'angle est trop fermé, il existe un risque de succion avec une perte d'efficacité du prélèvement (voir figure 6).

La surface du gabarit doit être entièrement balayée par la canule. Le nombre de passages de la canule dépend du diamètre interne de celle-ci : environ 20 passages contigus pour une canule de 6 mm de diamètre, soit 10 allers-retours pour couvrir la totalité des 100 cm². Une durée de prélèvement d'une minute est généralement suffisante. Après le premier passage, un second est immédiatement effectué perpendiculairement au premier selon le même mode opératoire (soit deux passages en serpentins voir figure 7).

La canule peut être réutilisée pour un autre prélèvement si elle est nettoyée de toute pollution entre chaque prélèvement avec un mode opératoire adapté et préalablement validé en laboratoire (essuyage avec un chiffon imprégné, etc.)

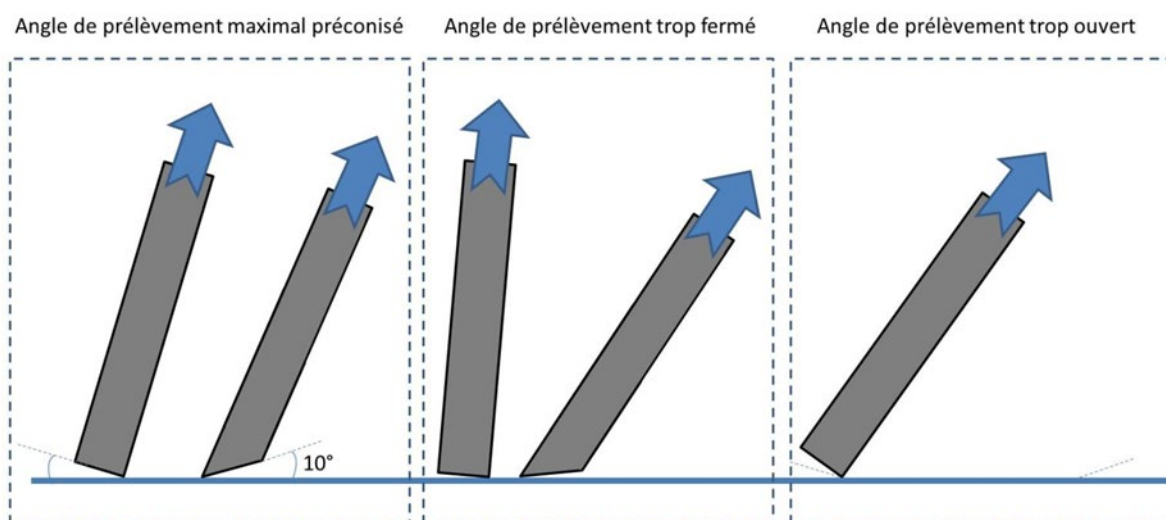


Figure 6 : Angles entre la canule de prélèvement et la surface de prélèvement (Source : INRS Métropol « principe général et mise en œuvre pratique du prélèvement surfacique »)

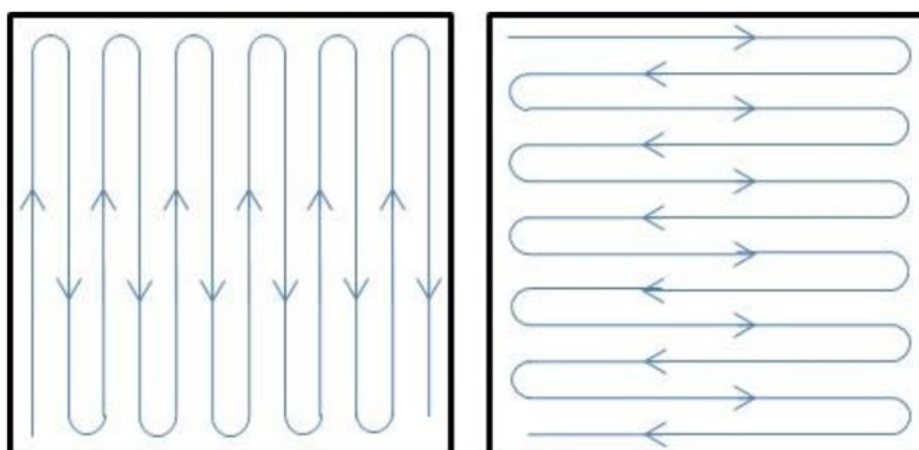


Figure 7 : Mode opératoire du prélèvement par aspiration (Source : INRS Métropol « principe général et mise en œuvre pratique du prélèvement surfacique »)

▪ **INRS MétroPol M-450**

Le protocole INRS MétroPol M-450 décrit une méthode de prélèvement surfacique de la poussière par aspiration. Il n'est pas spécifique à la mesure du plomb surfacique. Il ne concerne que la phase de prélèvement par aspiration des polluants particulaires déposés sur les surfaces. Le protocole a été validé sur des poussières inertes (poudres de polymères, poudres métalliques), prélevées sur cassettes Accu-CAP 37 mm (SKC) (37-mm Accu-CAP with plastic dome sealed to 5.0- μ m pore size PVC filter) sur différents types de surfaces, ce qui permet de disposer de débits préconisés en fonction des caractéristiques physiques du polluant particulaire ciblé et de la nature de la surface concernée (2,5, 5 ou 10 L.min⁻¹). Le protocole précise que le prélèvement surfacique avec l'utilisation d'un gabarit doit être réalisé selon le guide méthodologique INRS (2020b), en effectuant deux passages perpendiculaires dans la zone échantillonnée.

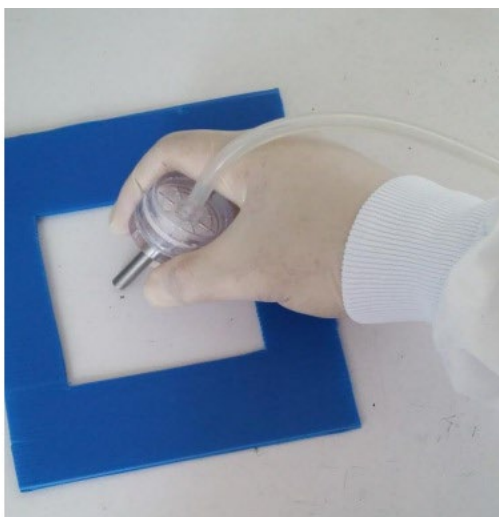


Figure 6 : Mode opératoire de prélèvement par aspiration en effectuant deux passages perpendiculaires dans la zone échantillonnée délimitée par un gabarit (Source : INRS MétroPol M-450)

Après le prélèvement, la cassette est refermée et stockée pour le transport dans les conditions adaptées aux polluants concernés.

Informations complémentaires :

- Autres supports possibles si jugés plus adaptés (filtre quartz...) ;
- Alternative à la canule cylindrique possible (tête de prélèvement par impression 3D) ;
- Analyse gravimétrique indispensable si concentration massique, pas si concentration surfacique.

▪ **ASTM D 7144-21**

Ce protocole concerne le prélèvement de poussières déposées sur surfaces douces, rugueuses ou poreuses.

Une cassette de prélèvement avec un filtre de diamètre 25 ou 37 mm est reliée à une pompe de prélèvement d'air assurant un débit de $2,5\text{L}\cdot\text{min}^{-1} \pm 0,1\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$. Les filtres utilisés doivent avoir une teneur en métal recherché inférieure à $0,1\text{ }\mu\text{g}$.

L'autre extrémité de la cassette est reliée à un dispositif de collecte qui est un tuyau flexible en PVC, d'une longueur de $5,5\text{cm} \pm 0,5\text{cm}$. Le diamètre interne du tuyau est de $0,60\text{ cm} \pm 0,005\text{ cm}$. Le tuyau est coupé à $45^\circ (\pm 1^\circ)$ à son extrémité d'entrée.

Le protocole préconise l'utilisation de gabarits de dimensions minimum $10\text{ cm} \times 10\text{ cm}$ et au maximum de $30\text{cm} \times 30\text{cm}$.

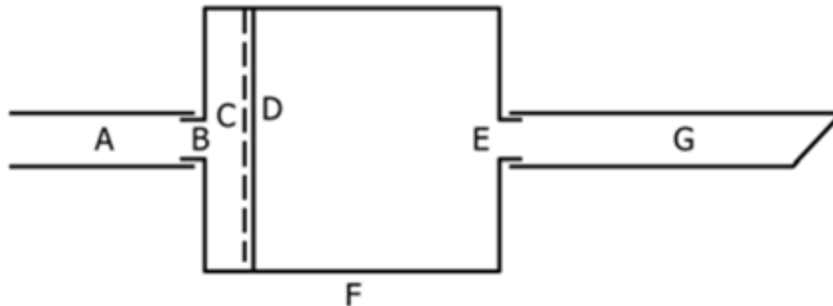
L'extrémité à 45° du tuyau de collecte doit être positionnée parallèlement au sol en évitant de toucher fortement le sol.

Le dispositif de prélèvement est déplacé d'un bord à l'autre de la surface du gabarit à la vitesse d'environ $10\text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$. Les déplacements sont répétés jusqu'à avoir aspiré la surface du gabarit. Cette procédure est ensuite réalisée dans une direction à 90° de la première. L'ensemble de la surface est aspirée.

Il faut répéter la procédure jusqu'à ce que le prélèvement ait duré 1 min pour 100 cm^2 .

Pour chaque prélèvement, un nouveau tuyau de collecte et une cassette de prélèvement avec un nouveau filtre doivent être utilisés.

Il est fait mention de blanc terrain (10% des prélèvements et au minimum 1).



A : tuyau flexible relié à une pompe de prélèvement

B : orifice de sortie de la cassette

C : étage porte filtre de la cassette

D : filtre

E : orifice d'entrée de la cassette

F : cassette

G : dispositif de collecte (tuyau flexible en PVC coupé à 45° à son extrémité d'entrée)

Figure : dispositif de prélèvement (Source : ASTM D 7144 : *Standard practice for collection of surface dust by micro-vacuum sampling for subsequent determination of metals and metalloids*)

▪ **ASTM D5438-17**

Ce protocole concerne le prélèvement de poussières déposées sur sols nus, tapis, sols avec moquette en utilisant un aspirateur. Le protocole mentionne l'aspirateur HVS3 qui ne semble plus commercialisé. Le dispositif d'aspiration est muni d'un cyclone en aluminium ou acier inoxydable permettant de collecter efficacement les poussières de diamètre supérieur ou égal à 5µm. La vitesse d'aspiration doit permettre un débit suffisant aussi bien au niveau de la surface à aspirer que dans le cyclone. Les poussières sont collectées dans un récipient en PTFE situé au sommet du cyclone. Le protocole que ce récipient doit faire l'objet d'un nettoyage avant chaque utilisation.

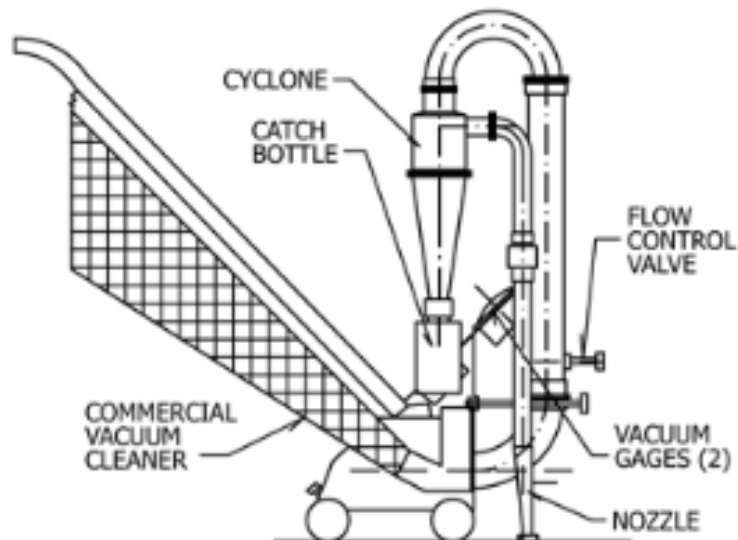


Figure : Dispositif d'aspiration (Source : ASTM D 5438 : standard practice for collection of floor dust for chemical analysis)

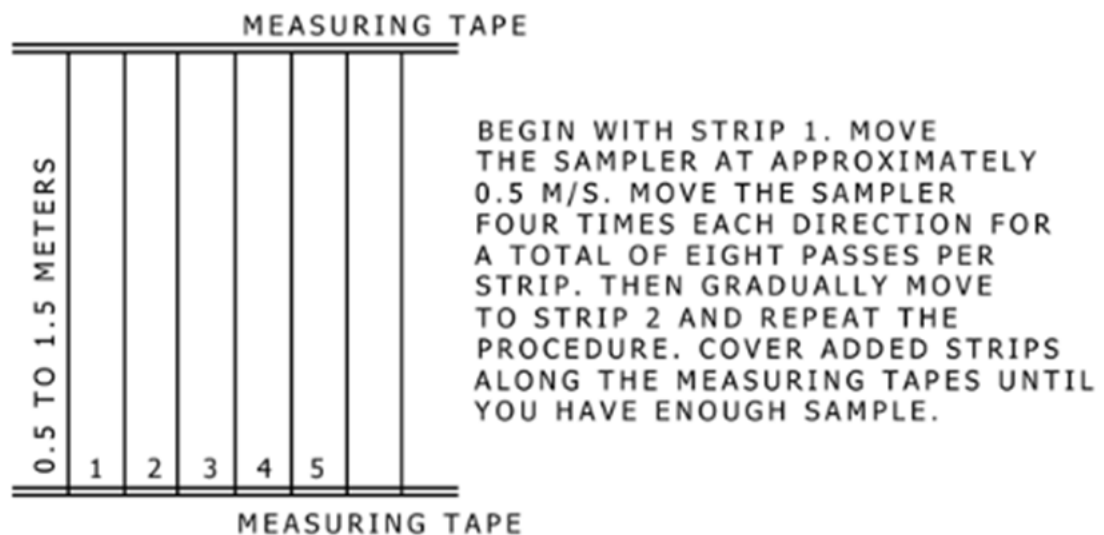
Le système d'aspiration doit permettre un débit de 12 L.s^{-1} à travers le système. Différentes vitesses d'aspiration sont mentionnées dans le protocole :

- $9,5 \text{ L.s}^{-1}$ pour sols nus
- $9,5 \text{ L.s}^{-1}$ moquettes épaisses (nommée plush dans le protocole)
- $7,6 \text{ L.s}^{-1}$ pour les moquettes rasées (nommée level loop dans le protocole)

La vitesse de déplacement du dispositif d'aspiration est approximativement de $0,5 \text{ m.s}^{-1}$.

L'aspiration se fait sur des bandes de 0,5 à 1,5 m de longueur (la largeur des bandes dépend de la tête d'aspiration).

Un passage est réalisé 4 fois dans chaque direction sur la première bande soit 8 passages. L'opérateur passe ensuite sur la 2e bande et on répète la procédure jusqu'à avoir atteint la bonne surface ($0,5 \text{ m}^2$ pour sols recouverts de moquettes et 10 m^2 pour les sols nus).



- Figure : Procédure de prélèvement (Source : ASTM D 5438 : standard practice for collection of floor dust for chemical analysis)

Après prélèvement, il faut vérifier la quantité de poussières collectées dans le récipient en PTFE. Il est indiqué que, dans un récipient de 55mm de diamètre, une hauteur de poussières

de 6mm correspond à 6-8g de poussières (cheveux, fibres de tissus doivent être retirés de la quantité estimée). S'il une hauteur de 6mm de poussières n'est pas atteinte, il faut prélever sur une nouvelle surface jusqu'à avoir quantité suffisante

Après prélèvement, les poussières peuvent être conservées dans le même récipient ou transférées dans un autre container pour transport au laboratoire. Le transport peut être réalisé à température ambiante pour la mesure des métaux, sinon à 4°C pour les composés organiques.

Les échantillons sont passés au tamis (100-mesh) pour sélectionner les poussières de diamètre inférieur à 150 µm.

▪ **VDI 4300-8**

Le guide VDI 4300-8 décrit plusieurs méthodes d'échantillonnage (actif et passif) de la poussière dont la méthode par aspiration. Il n'est pas spécifique à la mesure du plomb.

Le guide présente deux protocoles de prélèvement par aspiration, l'échantillonnage à l'aide d'un filtre plat et l'échantillonnage à l'aide d'un sac d'aspirateur

Echantillonnage à l'aide d'un filtre plat :

L'échantillonnage à l'aide de filtres plats pour la collecte des poussières domestiques convient dans les conditions suivantes : surfaces à échantillonner petites et lisses et faiblement chargées en poussières. Le système décrit dans le guide a été développé pour l'échantillonnage de poussières fraîches sédimentées sur des parquets ayant une charge de poussière d'environ 5 mg.m⁻² à environ 75 mg.m⁻² et ne concerne que cette application. Le diamètre de la buse d'aspiration est en effet adapté à la taille des éléments du parquet.

Avant l'échantillonnage, à un intervalle de temps fixe (par exemple une semaine), toute la zone à échantillonner ultérieurement est nettoyée par aspiration ou par essuyage humide. Ce nettoyage approfondi sert à produire un état initial reproductible. Entre le nettoyage approfondi et l'échantillonnage, la zone à échantillonner ne doit pas être nettoyée davantage par les occupants.

Les filtres en fibre de verre doivent être conditionnés avant l'échantillonnage. Les filtres sont transportés dans des récipients appropriés et placés dans le porte-filtre sur le site d'échantillonnage. Pendant l'échantillonnage, le porte-filtre est placé perpendiculairement juste au-dessus du sol. La zone à échantillonner d'au moins 2 m² est lentement aspirée par bandes (durée de la méthode pour 2 m²: environ 15 à 30 min). À la fin du processus d'aspiration, la tête du filtre est maintenue vers le haut et l'appareil n'est éteint qu'à ce moment-là. Le porte-filtre est ouvert et le filtre est retiré avec précaution à l'aide de pinces. Le filtre en fibre de verre est placé dans le récipient de transport à l'aide de pinces, transporté en position horizontale et conditionné en laboratoire. Il est ensuite pesé. La partie aspirante du système d'échantillonnage doit être nettoyée mécaniquement (par exemple à l'aide d'un goupillon) et séchée soigneusement avant d'être réutilisée pour l'échantillonnage suivant.

Échantillonnage à l'aide d'un sac d'aspirateur :

L'échantillonnage par aspiration à l'aide de sacs d'aspirateur convient dans les conditions suivantes : grandes zones à échantillonner fortement chargées en poussières et tapis.

Le guide recommande que l'appareil d'aspiration soit composé d'un aspirateur manuel ayant un orifice d'aspiration court et lisse et une puissance de 1000 W, d'une buse d'aspiration (buse pour tissus d'ameublement) d'une section de 10 à 15 cm² et d'un sac en papier convenant au type d'appareil ayant un système à double chambre.

La préparation de la pièce dépend de l'objectif de l'échantillonnage. Avant de prélever des poussières fraîches, à un intervalle de temps fixe (par exemple une semaine), la zone à échantillonner ultérieurement est soigneusement nettoyée à l'aide de l'aspirateur. Ce nettoyage en profondeur sert à produire un état initial défini. Entre le nettoyage approfondi et l'échantillonnage, les zones à échantillonner ne doivent pas être nettoyées par les occupants. Si l'on veut collecter des poussières anciennes, il n'est pas nécessaire de procéder à un nettoyage approfondi des zones intérieures à échantillonner.

Avant l'échantillonnage, la buse d'aspiration doit être nettoyée, séchée et un nouveau sac filtrant en papier doit être inséré dans la chambre de l'aspirateur. Toute la surface du sol librement accessible est aspirée à plusieurs reprises afin de collecter la poussière domestique de la manière la plus quantitative possible. Après l'échantillonnage, la buse d'aspiration doit être retirée de l'appareil en marche et nettoyée par aspiration à l'aide de l'orifice d'admission. Après avoir éteint l'appareil, le sachet-filtre en papier est retiré. Pour une masse de poussières collectée de l'ordre de 1 g, la masse de poussières encore présente dans l'orifice d'aspiration peut être ignorée. La partie aspirante du système d'échantillonnage doit ensuite être nettoyée mécaniquement (par exemple à l'aide d'un goupillon) avant d'être réutilisée pour l'échantillonnage suivant.

Le guide évoque également la collecte d'un échantillon de poussières prélevé par les résidents eux-mêmes, mais précise que les résultats ainsi obtenus, compte tenu de l'imprécision des conditions de la collecte des poussières, ne peuvent pas être utilisés pour estimer l'exposition individuelle.

▪ Données de validation disponibles

Le guide VDI 4300-8 ne présente aucune donnée de validation, mais des recommandations / conseils / considérations utiles pour établir la stratégie de prélèvement. Le protocole INRS MétroPol M-450 ne présente également aucune donnée de validation, mais la méthode de prélèvement a tout de même été validée pour différentes catégories de poussières sur différents types de surfaces pour des concentrations surfaciques initiales de l'ordre de 10 mg de poudres / 100 cm².

Pour le protocole **ASTMD5438-17**, des données de validation sont disponibles pour l'efficacité de collecte.

Pour un sol recouvert de moquettes épaisses, l'efficacité de collecte indiquée est de 69,5 % pour un débit d'aspiration de 9,4 L.s⁻¹ (3 essais ont été réalisés avec le dépôt de 15,9 g.m⁻² de poussières). Pour un sol recouvert de moquettes rases, l'efficacité de collecte est de 66,8% pour un débit d'aspiration de 7,6 L.s⁻¹ (3 essais ont été réalisés avec le dépôt de 15,9 g.m⁻² de poussières).

Les autres protocoles examinés ne possèdent pas de donnée de validation.

Notes



AGENCE NATIONALE DE SÉCURITÉ SANITAIRE
de l'alimentation, de l'environnement et du travail
14 rue Pierre et Marie Curie 94701 Maisons-Alfort Cedex
www.anses.fr