

anses

agence nationale de sécurité sanitaire  
alimentation, environnement, travail



*Connaître, évaluer, protéger*

# Exposition aux poussières sédimentées dans les environnements intérieurs

Avis de l'Anses  
Rapport d'expertise collective

Décembre 2019 - Édition scientifique

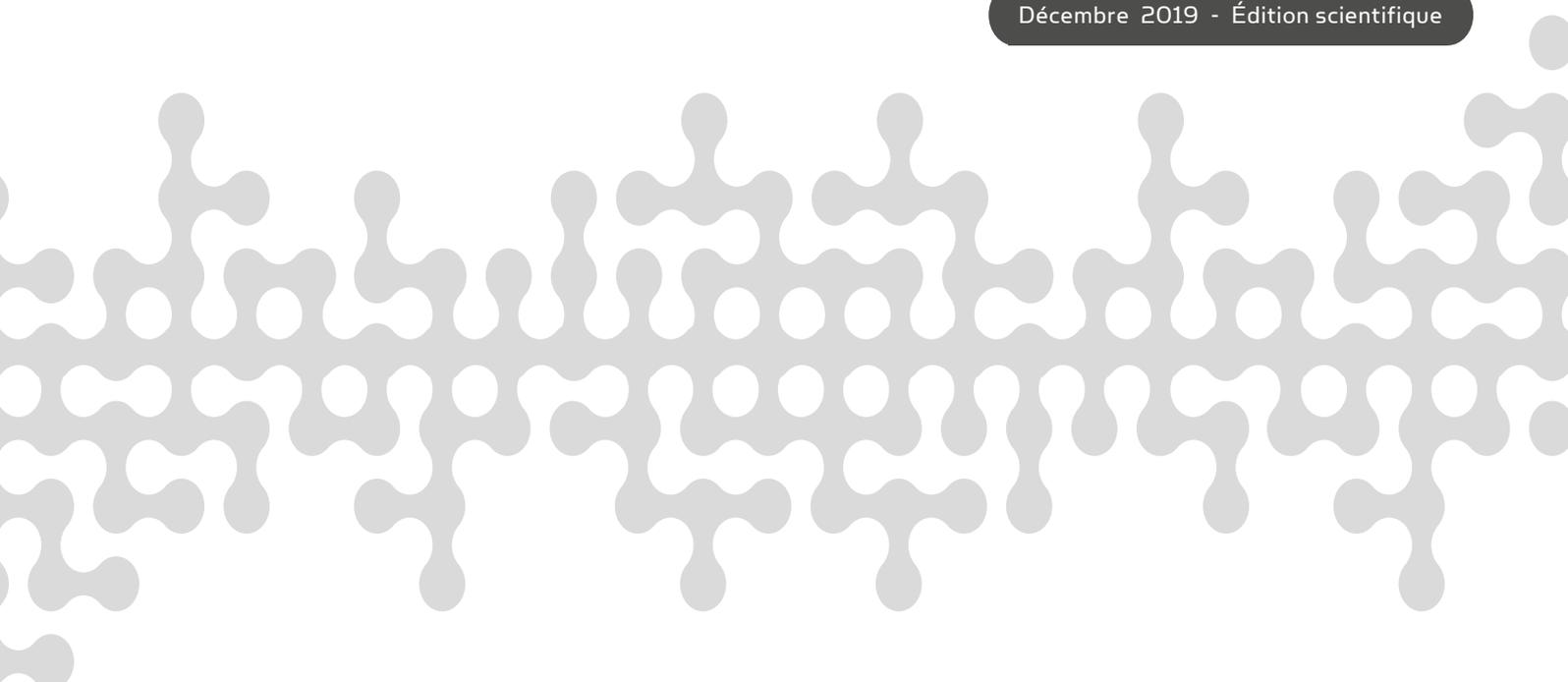




# Exposition aux poussières sédimentées dans les environnements intérieurs

Avis de l'Anses  
Rapport d'expertise collective

Décembre 2019 - Édition scientifique





Le directeur général

Maisons-Alfort, le 17 février 2020

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

**relatif à l'« évaluation de l'exposition et valeurs de référence pour les poussières  
sédimentées dans les environnements intérieurs »**

---

*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.*

---

L'Anses s'est autosaisie le 26 juillet 2017 pour la réalisation de l'expertise suivante : évaluation de l'exposition et valeurs de référence pour les poussières sédimentées dans les environnements intérieurs.

### **1. CONTEXTE ET OBJET DE L'AUTO-SAISINE**

#### **Contexte**

Les expertises instruites à l'Anses qui portent sur les substances chimiques nécessitent de plus en plus souvent de considérer les expositions agrégées (c'est-à-dire incluant plusieurs voies d'exposition pour une même substance) ou cumulées (c'est-à-dire incluant plusieurs voies d'exposition et plusieurs substances) afin de caractériser de manière réaliste les risques sanitaires pour la population. En effet, de par sa nature et ses propriétés, une substance peut se retrouver dans différents compartiments environnementaux (eau, poussière sédimentée, sol, air) ainsi que dans des produits de consommation, y compris les produits alimentaires.

Cette approche se justifie d'autant plus que l'agence inclut dans son périmètre d'activités les risques sanitaires liés à l'alimentation et à l'environnement général et professionnel. En ce sens, l'Anses a conduit ces dernières années plusieurs expertises sur la thématique des perturbateurs endocriniens, du plomb ou encore des pyréthriinoïdes en incluant l'exposition de la population par ingestion de poussières sédimentées sur les surfaces intérieures. Cette voie d'exposition reste encore peu prise en compte à l'heure actuelle et suscite des interrogations quant aux modalités de son évaluation. Les expertises citées ci-dessus ont souligné néanmoins que l'exposition *via* la poussière sédimentée pouvait être non négligeable, en particulier pour certaines populations comme les jeunes enfants qui, de par des contacts main-bouche plus fréquents, peuvent être plus exposés que les autres tranches d'âge de la population.

De plus, l'environnement intérieur constitue un environnement particulièrement d'intérêt en termes d'exposition puisque la part du temps passé en milieu intérieur est de l'ordre de 90 %, dont 70 % dans les logements pour la population générale.

Enfin, alors que plusieurs types de valeurs de référence sont établies par l'Anses pour certains environnements ou médias d'exposition particuliers (valeurs guides de qualité de l'air intérieur (VGAI), valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP)), il n'existe actuellement aucune valeur de référence établie pour les poussières sédimentées et contaminées par des substances.

## Questions posées

L'Anses s'est autosaisie en vue de réaliser une expertise pour mieux appréhender l'exposition de la population générale à la poussière sédimentée dans les environnements intérieurs et contaminée par des substances chimiques. Ces travaux s'articulent autour de deux axes, présentés ci-dessous, et dont le premier est décomposé en plusieurs questions, pour permettre de répondre aux objectifs présentés.

- **Conduire une expertise collective sur les méthodes et outils destinés à évaluer l'exposition de la population aux poussières sédimentées dans les environnements intérieurs, et plus spécifiquement :**
  - Faire une revue des méthodes et outils pour le prélèvement et l'analyse des poussières sédimentées dans les environnements intérieurs ;
  - Proposer des recommandations sur la métrologie des poussières sédimentées dans les environnements intérieurs ;
  - Analyser les outils et modèles disponibles pour caractériser l'exposition aux poussières sédimentées dans les environnements intérieurs ;
  - Proposer des recommandations concernant l'utilisation des facteurs d'exposition (quantités de médias en contact, bioaccessibilité et biodisponibilité).
- **Mener une réflexion sur la faisabilité et les méthodes visant à élaborer des valeurs de référence pour les substances présentes dans la poussière sédimentée.**

## Terminologie et périmètre adoptés

La poussière sédimentée dans les environnements intérieurs<sup>1</sup>, appelée poussière dans la suite de cet avis, est définie comme tout type de particules déposées sur les surfaces (sol, meubles, etc.) dans les environnements intérieurs, quelles qu'en soient l'origine (naturelle/synthétique, extérieure/intérieure) et la nature (inorganique/organique).

La population ciblée par l'exposition à la poussière est la population générale, non concernée par une exposition dans des locaux professionnels à pollution spécifique<sup>2</sup>.

<sup>1</sup> Les termes « poussière(s) », « poussière(s) intérieure(s) », « poussière(s) domestique(s) », « poussière(s) sédimentée(s) » sont rencontrés dans la littérature.

<sup>2</sup> Article R4222-3 du Code du Travail : Locaux à pollution spécifique : les locaux dans lesquels des substances dangereuses ou gênantes sont émises sous forme de gaz, vapeurs, aérosols solides ou liquides autres que celles qui sont liées à la seule présence humaine ainsi que locaux pouvant contenir des sources de micro-organismes potentiellement pathogènes et locaux sanitaires.

Seules les substances chimiques sont investiguées et un focus est réalisé sur les composés organiques semi-volatils (COSV) et les métaux dont la présence dans la poussière est possible du fait de leurs propriétés physico-chimiques.

## **2. ORGANISATION DE L'EXPERTISE**

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) ».

L'expertise relève du domaine de compétences du comité d'experts spécialisé (CES) « Évaluation des risques liés aux milieux aériens ». L'Anses a confié la réalisation des travaux d'expertise à un groupe de travail (GT) ad hoc constitué après appel à candidatures public. Les travaux du GT ont débuté le 21 juin 2018 et se sont achevés le 13 novembre 2019. Ils ont été présentés et discutés devant le CES tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques entre le 15 décembre 2017 et le 7 novembre 2019. Ils ont été adoptés par le CES lors de sa séance du 17 décembre 2019.

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

Les déclarations d'intérêts des experts sont publiées sur le site internet de l'Anses ([www.anses.fr](http://www.anses.fr)).

## **3. ANALYSE, CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DU CES ET DU GT**

### **3.1. Méthode d'expertise**

Le GT s'est appuyé sur une collecte d'informations par l'intermédiaire d'une synthèse et une analyse critique de la littérature scientifique et de rapports institutionnels. Une consultation internationale et plus particulièrement un atelier scientifique regroupant des spécialistes internationaux sur le sujet ont également été organisés par l'Anses dans le cadre de ces travaux d'expertise.

La problématique générale de la caractérisation de l'exposition de la population générale à la poussière a été scindée en six axes d'investigation, établis à partir des questions posées dans la saisine :

- Axe « Caractéristiques », pour documenter les caractéristiques générales de la poussière : origine, composition, empoussièrement, etc. ;
- Axe « Métrologie », pour documenter les différentes méthodes de prélèvement, de traitement et d'analyse des échantillons utilisées selon les objectifs, en particulier celles utilisées dans une optique d'évaluation des expositions ;
- Axe « Modélisation », pour documenter les différents modèles d'exposition à la poussière en fonction des voies d'exposition considérées : ingestion de la poussière, inhalation de la poussière remise en suspension et contact cutané avec la poussière ;
- Axe « Facteurs d'exposition », pour documenter les quantités de poussière en contact avec l'individu : quantité ingérée, quantité en contact avec la peau, quantité inhalée ;

- Axe « Bioaccessibilité et biodisponibilité », pour documenter la biodisponibilité et la bioaccessibilité des substances chimiques présentes dans la poussière en fonction des voies d'exposition considérées ;
- Axe « Valeurs guides pour la poussière intérieure (VGPI) » pour documenter l'existence de valeurs guides ou l'équivalent pour la poussière.

La recherche bibliographique réalisée à l'aide des moteurs de recherche Scopus et Pubmed a permis d'identifier 255 publications, tous axes confondus. Après analyse des titres et résumés, 53 références ont été jugées pertinentes et ont fait l'objet d'une lecture approfondie avec grille de lecture. À noter que pour l'axe dédié à l'existence de VGPI, aucun document pertinent n'est ressorti de la recherche bibliographique et un unique article a été identifié par dire d'experts. Ainsi, pour ce point spécifique, il a été décidé de s'appuyer sur les résultats de la consultation internationale et de l'atelier scientifique organisés par l'Anses.

La consultation a été réalisée auprès de 24 organismes analogues à l'Anses et deux réseaux regroupant différentes entités à l'étranger, principalement européens et nord-américains. L'objectif était de recueillir de l'information sur l'existence de valeurs guides pour des milieux intégrant plusieurs sources d'exposition dans la démarche de construction. Treize réponses ont été reçues suite à cette consultation et ont permis d'identifier des personnes travaillant sur le sujet.

Deux ateliers ont ensuite été organisés avec pour objectifs 1) de recueillir l'avis de la communauté scientifique sur la pertinence et la faisabilité d'élaborer des VGPI, et 2) de recueillir l'avis d'autres acteurs tels que les gestionnaires de risque sur l'intérêt opérationnel de telles valeurs.

L'atelier scientifique s'est tenu sur deux journées en septembre 2019 et a regroupé, autour des membres du GT ou du CES, cinq experts internationaux :

- Mr Kenichi Azuma de Kinki University School of Medicine - Japon ;
- Mr Derek Shendell de la Rutgers School of Public Health - États-Unis ;
- Mr Peter Egeghy de l'US EPA - États-Unis ;
- Mme Patricia Rasmussen de Santé Canada - Canada ;
- Mr Roger Waeber du Federal office of public health - Suisse.

Ensuite, une synthèse des échanges tenus avec les experts scientifiques a été présentée à six représentants de parties prenantes (gestionnaires, potentiels utilisateurs de ces valeurs guides au sein d'organismes de santé publique) à l'occasion d'un atelier d'échange organisé sur une demi-journée, afin qu'ils expriment leurs attentes et besoins éventuels par rapport à l'élaboration de VGPI.

### **3.2. Conclusions du CES et du GT**

Les objectifs de cette auto-saisine sont de mieux caractériser l'exposition de la population à la poussière dans les environnements intérieurs et de se prononcer sur la pertinence et la faisabilité de VGPI. Afin de répondre à ces objectifs, le cheminement de l'expertise suit une ligne conductrice selon les étapes suivantes :

- La nécessité de considérer l'exposition à la poussière ;
- La considération des méthodes de prélèvement et d'analyse de la poussière ;
- L'estimation de la bioaccessibilité des polluants ;

- La modélisation de la dose d'exposition par ingestion ;
- La formulation de propositions pour élaborer des VGPI.

La présentation des conclusions et des recommandations suit cette logique.

La population ciblée est la population générale, non concernée par une exposition dans des locaux professionnels à pollution spécifique, et seules les substances chimiques sont investiguées.

À noter que le terme « poussière » sera utilisé pour désigner les poussières sédimentées sur les surfaces intérieures.

Après l'analyse de la bibliographie, la tenue d'un atelier scientifique et la consultation de parties prenantes, le CES et le GT émettent les conclusions suivantes.

**La population est exposée à la poussière par ingestion, inhalation et contact cutané.** Parmi ces trois voies, l'ingestion semble majoritaire en termes de contribution à l'exposition totale à la poussière, *via* le contact main-surface puis main-bouche. Les études prenant en compte l'inhalation et surtout le contact cutané restent cependant peu nombreuses et ne permettent pas d'estimer l'exposition *via* ces voies. En conséquence, par la suite, seule l'ingestion est prise en compte dans les conclusions et recommandations de l'estimation de l'exposition.

**L'évaluation de l'exposition de la population aux substances chimiques *via* la poussière nécessite de mesurer (prélever et analyser) cette matrice.** Le choix des méthodes de prélèvement et de tamisage est déterminant pour que la poussière à analyser soit représentative de celle à laquelle la population est exposée. Il existe trois types de techniques de prélèvement actif ayant pour objectif l'évaluation des concentrations dans la poussière : le balayage, l'aspiration et l'essuyage. Ces techniques de prélèvement ne sont pas toutes normalisées. Le balayage et l'aspiration permettent de connaître les concentrations surfacique et massique<sup>3</sup> alors que l'essuyage seul ne fournit qu'une concentration surfacique. L'aspiration est la méthode la plus documentée dans la littérature scientifique. Elle permet de réaliser des prélèvements de poussière sur de plus grandes surfaces et donc d'en collecter une plus grande quantité, ce qui facilite son analyse. Elle est utilisable sur tout type de revêtement, au contraire de l'essuyage. Ses inconvénients majeurs sont la perte des particules les plus fines et la possible contamination de l'échantillon par le système d'aspiration. Il existe un aspirateur développé spécifiquement pour le prélèvement de poussière aux fins d'analyse, mais difficile d'utilisation en pratique, d'où l'utilisation fréquente d'aspirateurs domestiques<sup>4</sup> modifiés. Le sac de l'aspirateur domestique des occupants peut également être prélevé mais sans garantie de la représentativité de la poussière prélevée par rapport à celle en contact avec les personnes. Il existe également des techniques de prélèvement passif, mais elles ne reflètent qu'une partie de l'exposition notamment car elles ne considèrent que les dépôts atmosphériques.

Dans le cas du balayage et de l'aspiration, un tamisage sans broyage préalable (qui modifierait la granulométrie) est nécessaire pour obtenir la fraction représentative de l'exposition par ingestion. En effet, la fraction granulométrique adhérent aux mains n'est pas bien connue, mais est considérée comme inférieure à 250 µm. L'utilisation de cette fraction inférieure à 250 µm peut entraîner une sous-estimation des concentrations massiques de certains COSV, plus concentrés sur les fractions plus fines.

Les avantages et inconvénients des techniques de prélèvement actif (par balayage, par essuyage avec une lingette et par aspiration avec soit un aspirateur domestique, soit un aspirateur domestique modifié, soit un aspirateur dédié) ainsi que passif sont présentés en annexe.

<sup>3</sup> La concentration massique est exprimée en µg de substance chimique par masse de poussière (µg.g<sup>-1</sup>) et la concentration surfacique est exprimée en µg de substance chimique par m<sup>2</sup> de surface (µg.m<sup>-2</sup>).

<sup>4</sup> Est considéré ici comme aspirateur domestique, un aspirateur pouvant être acheté par le grand public.

La méthode d'analyse est spécifique aux substances chimiques ciblées. Les méthodes le plus souvent utilisées sont par exemple pour les éléments métalliques, une minéralisation acide suivie d'une analyse par ICP-MS (spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif) et pour les composés organiques, une extraction à l'aide d'un solvant organique suivie d'une analyse par chromatographie couplée à la spectrométrie de masse.

**Une fois la concentration de la substance chimique connue, il est possible, pour mieux évaluer l'exposition, de déterminer la fraction biodisponible<sup>5</sup> ou susceptible d'être biodisponible (bioaccessible<sup>6</sup>).** Celle-ci varie selon le composé, les éléments constitutifs et les caractéristiques physico-chimiques de la poussière et le test utilisé. La biodisponibilité, estimée *in vivo*, est le paramètre le plus pertinent pour affiner la dose d'exposition. Mais pour des raisons techniques, éthiques et de coût, des tests *in vitro* de bioaccessibilité ont été développés afin de fournir une mesure de substitution. Les principaux facteurs qui influencent la bioaccessibilité sont : le pH pour les métaux et la présence d'aliments et d'un adsorbant pour simuler le passage de la paroi intestinale pour les composés organiques. La bioaccessibilité en phase gastrique est souvent supérieure à celle en phase intestinale pour les métaux, équivalente ou inférieure pour les métalloïdes et inférieure pour les composés organiques. La validation *in vivo* de ces tests de bioaccessibilité est un prérequis à leur utilisation. La facilité d'utilisation d'un test est une considération importante, particulièrement lorsque de nombreux échantillons doivent être analysés.

Pour les contaminants métalliques, les tests PBET, IVG, DIN, UBM, IVD (RIVM) et RBALP<sup>6</sup> ont été validés au regard des protocoles (faisabilité technique, représentativité physiologique), des résultats (corrélation des résultats *in vitro* et *in vivo*), et des critères de répétabilité et reproductibilité. Pour les composés organiques, les tests *in vitro* actuellement utilisés (PBET, SHIME, FOREhST, IVG et DIN<sup>6</sup>) sont en cours de développement et ne sont pas validés par des modèles *in vivo*.

**Pour évaluer l'exposition par ingestion de poussière, la dose est le plus souvent estimée à partir de concentrations<sup>7</sup> massiques et de quantités de poussière ingérée en mg.j<sup>-1</sup>.** Les quantités de poussière ingérée les plus utilisées sont celles proposées par l'US EPA<sup>8</sup>, fondées sur une revue de la littérature et régulièrement actualisées avec un processus d'expertise collective indépendante. Les concentrations surfaciques tiennent compte à la fois de l'empoussièrément et de la concentration de la poussière en substance chimique. Elles sont par contre influencées par le délai entre le dernier nettoyage et la mesure. L'utilisation des concentrations surfaciques se heurte également au manque de littérature sur le taux d'ingestion<sup>9</sup> (m<sup>2</sup>.j<sup>-1</sup>) et sur le taux de transfert main-bouche (cm<sup>2</sup>.événement<sup>-1</sup>) pour calculer la dose ingérée. Dans certains cas, par exemple pour le plomb au domicile, il existe des modèles reliant les concentrations dans la poussière à l'exposition.

**Pour interpréter les résultats de mesure en terme de risque, des VGPI sont considérées pertinentes** dès lors que l'ingestion de poussière contribue de manière notable à l'exposition totale : au moins 30% selon l'atelier scientifique, pour au moins une partie de la population. Sa

<sup>5</sup> La biodisponibilité orale est la fraction de composés ingérée qui est absorbée et atteint la circulation systémique. 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.

<sup>6</sup> PBET = physiologically based extraction test, IVG = in vitro gastrointestinal, DIN = Deutsches Institut für Normung, UBM = Unified BARGE (Bioaccessibility Research Group of Europe) method, RIVM = National Institute for Public Health and the Environment in the Netherlands, RBALP = relative bioaccessibility leaching procedure, SHIME = Simulator of the human intestinal microbial ecosystem, FOREhST = Fed Organic Estimation human Simulation Test.

<sup>7</sup> Cette dose externe peut cependant être ajustée par la biodisponibilité ou bioaccessibilité.

<sup>8</sup> US EPA (2017). Update for Chapter 5 of the Exposure Factors Handbook - Soil and Dust Ingestion. Office of Research and Development: Washington, DC., 100 p.

<sup>9</sup> Traduction de « dust ingestion rate » (Wilson et al., 2016)

méthode de construction doit être simple et compréhensible en tenant compte des autres sources d'exposition. Une comparaison aux concentrations habituellement retrouvées dans la poussière est également utile pour interpréter des résultats de mesure.

### 3.3. Recommandations du CES et du GT

Au vu des conclusions, le CES et le GT émettent les recommandations suivantes pour l'évaluation de l'exposition de la population générale aux substances chimiques présentes dans la poussière sur les surfaces intérieures :

**La recommandation principale du CES et du GT est de considérer la poussière dans l'évaluation de l'exposition de la population aux substances chimiques non volatiles et semi-volatiles. L'ingestion de poussière doit être prise en compte dès à présent.** Par ailleurs, il est nécessaire d'effectuer une veille scientifique sur les expositions par voies cutanée et inhalée.

Le CES et le GT recommandent également :

#### **Concernant les méthodes de prélèvement, de traitement et d'analyse de la poussière, de :**

- Réaliser le prélèvement dans des conditions représentatives de l'utilisation et de l'entretien habituels des lieux ;
- Prélever sur les surfaces où la population est le plus en contact avec la poussière (par exemple : lieux préférentiels de jeux des enfants) ;
- Normaliser les méthodologies de prélèvement, compte tenu de l'impact de cette étape sur l'estimation de l'exposition ;
- Utiliser la technique de prélèvement par aspiration et de préférence avec un aspirateur dédié et adapté, en mesurant la superficie aspirée, afin de documenter à la fois les concentrations massique et surfacique. Cette recommandation ne s'applique pas au dispositif réglementaire existant de lutte contre les expositions au plomb pour lequel un prélèvement par lingette est adéquat ;
- Accompagner le prélèvement de poussière d'un relevé d'informations sur l'environnement et les conditions de prélèvement (par exemple : type de pièce, date du dernier ménage, nombre de personnes fréquentant la pièce en moyenne, nature des surfaces) ;
- Utiliser un tamisage à 250 µm dans l'attente de nouveaux éléments concernant la fraction granulométrique la plus pertinente pour l'évaluation de l'exposition ;
- Améliorer les connaissances sur la fraction granulométrique la plus pertinente pour évaluer l'exposition, en particulier pour les COSV.

#### **Concernant la prise en compte de la biodisponibilité et/ou de la bioaccessibilité orale :**

- Avoir une approche itérative en considérant dans un premier temps une valeur protectrice de 100% pour la biodisponibilité. S'il est nécessaire d'affiner l'évaluation de l'exposition, il est possible :
  - Pour les métaux, d'utiliser un test physiologique avec analogues gastro-intestinaux qui a été validé et standardisé (UBM, DIN et RBALP). Parmi ces trois tests, RBALP

est le moins complexe pour estimer la bioaccessibilité des métaux dans la phase gastrique uniquement ;

- Pour les métaux et métalloïdes, de développer puis valider des tests de bioaccessibilité plus faciles à mettre en œuvre et moins coûteux que les tests actuellement disponibles ;
- Pour les composés organiques, mettre au point et valider *in vivo* un test *in vitro* de bioaccessibilité. L'état des connaissances actuelles oriente vers un test modélisant *a minima* le compartiment intestinal et son aspect dynamique par l'ajout d'un adsorbant.

### **Concernant l'estimation de l'exposition à la poussière par voie orale :**

- Lorsque pour une substance chimique, il existe un modèle spécifique associant les concentrations dans la poussière à l'exposition, comme c'est le cas pour le plomb, examiner la pertinence de ce modèle pour des locaux fréquentés par la population générale en France ;
- En l'absence d'un tel modèle, ce qui est le cas le plus fréquent, calculer la dose à partir de la concentration et des paramètres humains d'exposition ;
  - Utiliser les recommandations de l'US EPA (2017) pour la quantité de poussière ingérée en  $\text{mg}\cdot\text{j}^{-1}$  pour les concentrations massiques ;
  - Développer des estimations robustes de l'empoussièrement et des quantités et taux de poussière ingérée ( $\text{mg}\cdot\text{j}^{-1}$  et surtout  $\text{m}^2\cdot\text{j}^{-1}$ ) adaptées au contexte français, *via* le GT Anses dédié aux facteurs d'exposition ;
  - Lorsque des données plus robustes seront disponibles pour le taux d'ingestion ( $\text{m}^2\cdot\text{j}^{-1}$ ) et le taux de transfert main-bouche ( $\text{cm}^2\cdot\text{évènement}^{-1}$ ), mesurer les concentrations surfaciques en complément des concentrations massiques.

### **Concernant l'élaboration de valeurs guides dans les poussières intérieures (VGPI) :**

- Élaborer des VGPI pour des substances pour lesquelles l'ingestion de poussière contribue à au moins 30 % de l'exposition totale pour une partie de la population. Le plomb et la famille des phtalates apparaissent prioritaires ;
- Allouer un pourcentage de la VTR à l'exposition par ingestion de poussière afin de prendre en compte les différentes sources d'exposition pour la construction d'une VGPI.

### **En complément de l'élaboration de VGPI :**

Comparer les mesures de polluants dans la poussière aux concentrations habituellement retrouvées. Pour cela, il est nécessaire d'acquérir des données de contamination représentatives de la situation française.

#### **4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE**

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail endosse les conclusions et recommandations de l'expertise collective relative à la caractérisation de l'exposition de la population générale aux substances chimiques présentes dans la poussière déposée sur les surfaces intérieures.

Ces travaux d'expertise confirment 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.

Concernant le prélèvement de la poussière, l'Anses recommande l'harmonisation des méthodes entre laboratoires en utilisant l'aspiration pour le prélèvement de la poussière suivie d'un tamisage à 250 µm pour la taille des particules qui vont être analysées. Cette recommandation ne s'applique pas au cas particulier du plomb, pour lequel il existe une norme spécifique qui préconise le prélèvement par lingette.

L'Agence encourage par ailleurs la conduite d'études en France afin de disposer d'estimations robustes et représentatives, dans le contexte français, de 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 quantité de poussière par unité de surface, et des quantités de poussière ingérées par jour et par tranche d'âges.

Enfin, concernant l'élaboration de valeurs guides pour les poussières intérieures (VGPI) relatives à des substances pour lesquelles l'ingestion de poussière peut être non négligeable pour une partie de la population, l'Agence va poursuivre des travaux d'expertise et se propose de les associer à sa mission pérenne sur l'élaboration de valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI). A court terme, une réflexion sur la méthode d'élaboration sera donc lancée pour ensuite l'appliquer à des substances d'intérêt. Compte tenu d'expertises antérieures et de la littérature scientifique passée en revue, le plomb et les phtalates apparaissent être des substances prioritaires à investiguer dans ce cadre.

Dr Roger Genet

## **MOTS-CLÉS**

Poussières sédimentées, environnement intérieur, exposition, VGPI, prélèvement, modélisation, biodisponibilité

Settled dust, indoor environment, exposure, reference values for indoor dust, sampling, modeling, bioavailability

## **ANNEXE 1**

### **Présentation des méthodes de prélèvement de la poussière**

Les principales caractéristiques des techniques de prélèvement actif (par balayage, par essuyage avec une lingette et par aspiration avec soit un aspirateur domestique, soit un aspirateur domestique modifié, soit un aspirateur dédié) ainsi que passif sont présentés dans le tableau ci-dessous :

**Tableau 1 : Caractéristiques des différentes techniques de prélèvements**

	<b>Lingette</b>	<b>Aspirateur dédié</b>	<b>Aspirateur domestique</b>	<b>Balayage</b>	<b>Prélèvement passif</b>
Reconnaissance internationale	Organismes de réglementation pour le plomb	Organismes de réglementation en Europe et USA	Utilisé dans des études scientifiques	Utilisé dans des études scientifiques	Utilisées dans des études scientifiques
Substances chimiques	Métaux et certains COSV	Toutes substances	Toutes substances	Toutes substances	Métaux
Normalisation du protocole	Possible (existante pour le plomb)	Existante (pour le HVS3 <sup>10</sup> )	Impossible	Difficile	Possible
Détermination de la granulométrie	Non	Oui (pour le HVS3)	Non (pas sur les plus fines)	Non (pas sur les plus fines)	Non
Superficie échantillonnée	≤ 1 m <sup>2</sup>	Modulable	Modulable	Modulable	Pas concerné
Type de revêtement	Lisse, non poreux	Tous	Tous	Dur	Pas concerné
Unité de mesure	µg.m <sup>-2</sup>	µg.g <sup>-1</sup> et µg.m <sup>-2</sup>	µg.g <sup>-1</sup> et µg.m <sup>-2</sup>	µg.g <sup>-1</sup> et µg.m <sup>-2</sup>	µg.m <sup>-2</sup> .jour <sup>-1</sup>
Résultat utilisable pour estimer une dose d'exposition	Difficile	Oui si surface de collecte connue	Oui si surface de collecte connue	Oui si surface de collecte connue	Oui si surface de collecte connue
Représentativité de la poussière accessible qui adhère aux mains	Forte	Oui après tamisage	Non	Oui modérément après tamisage	Non
Risque de contamination	Faible	Possible, nettoyage nécessaire	Peut être importante pour certains composés organiques	Faible	Faible
Difficulté et coût	Facile et peu coûteux	Plus long, coût variable	Facile et peu coûteux	Facile et peu coûteux	Facile et peu coûteux

<sup>10</sup> HVS3 : High Volume Small Surface Sampler



# **Évaluation de l'exposition et valeurs de référence pour les poussières sédimentées dans les environnements intérieurs**

---

**Auto-saisine « 2017-SA-0192 »**

## **RAPPORT d'expertise collective**

**Comité d'Experts Spécialisé « Évaluation des risques liés aux milieux aériens »**

**Groupe de Travail « Poussières sédimentées »**

**Décembre 2019**

## Mots clés

---

Poussières sédimentées, environnement intérieur, exposition, VGPI, prélèvement, modélisation, biodisponibilité

Settled dust, indoor environment, exposure, reference values for indoor dust, sampling, modeling, bioavailability

## Présentation des intervenants

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

### GROUPE DE TRAVAIL

---

#### Président

M. Philippe GLORENNEC - Enseignant chercheur (École des hautes études en santé publique - Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, UMR Inserm 1085) - Spécialités : évaluation des expositions et des risques sanitaires d'origine chimique

#### Membres

M. Thomas CHAIGNEAU - Ingénieur (Laboratoire polluants chimiques et responsable métrologie du Service Parisien de Santé Environnementale de la ville de Paris puis Université de Lorraine) - Spécialités : métrologie, assurance qualité

Mme Aline COFTIER - Chef de projets sites et sols pollués (Bureau de recherches géologiques et minières) - Spécialités : gestion des sites et sols pollués, évaluation des risques sanitaires d'origine environnementale

M. Matthieu DELANNOY - Ingénieur de recherche (Université de Lorraine) - Spécialités : toxicologie, expérimentation animale, évaluation de l'exposition orale, biodisponibilité des polluants

M. Williams ESTEVE - Chercheur en métrologie (Département de Métrologie des polluants de l'Institut national de recherche et de sécurité) - Spécialités : évaluation des contaminations de surface en milieux professionnels, métrologie, hygiène industrielle, développements méthodologiques, prélèvements, contaminations atmosphériques et surfaciques

M. Horacio HERRERA - Chef de service (Service hygiène du travail à l'Institut universitaire romand de santé au travail de Lausanne) - Spécialités : hygiéniste, mesure des polluants, air des lieux de travail. Démission le 19/12/2018

Mme Barbara LE BOT - Enseignant chercheur (École des hautes études en santé publique - Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, UMR Inserm 1085) : Spécialités : évaluation des expositions d'origine chimique

M. Yves NOACK - Directeur de recherche (Centre de recherche et d'enseignement de géosciences de l'environnement du Centre national de recherche scientifique) - Spécialités : contaminations atmosphériques, particules dans les sols

Mme Aurélie PELFRÈNE - Ingénieur de recherche en sciences environnementales - toxicologie de l'environnement (Institut supérieur d'agriculture de Lille, Yncréa Hauts-de-France) - Spécialités : évaluation des expositions des populations aux poussières sédimentées, bioaccessibilité (orale et pulmonaire) des polluants

## COMITÉ D'EXPERTS SPÉCIALISÉ

---

Les travaux d'expertise, objets du présent rapport, ont été suivis et adoptés par le CES suivant :

- CES « Évaluation des risques liés aux milieux aériens » - séances des 15 décembre 2017, 13 septembre 2018, 17 janvier 2019, 20 juin 2019, 19 septembre 2019, 7 novembre 2019, 17 décembre 2019

### Présidente

Mme Rachel NADIF - Chargée de Recherche (Institut national de la santé et de la recherche médicale - Directrice adjointe UMR-S 1168) - Spécialités : épidémiologie, santé respiratoire

### Vice-président

M. Christophe PARIS - Professeur des universités, praticien hospitalier (Université de Rennes 1 - Inserm U1085 IRSET - Centre hospitalier universitaire de Rennes) - Spécialités : épidémiologie des risques professionnels, pathologies professionnelles, santé au travail

### Membres

Mme Sophie ACHARD - Enseignant chercheur, maître de conférence (Université Paris Descartes) - Spécialités : toxicologie environnementale

Mme Christina ASCHAN-LEYGONIE - Enseignant chercheur (Université Lumière Lyon 2 - UMR 5600 Environnement Ville Société - EVS) - Spécialités : géographie, milieux urbains, inégalités de santé

M. Denis BEMER - Responsable d'études (Institut national de recherche et de sécurité) - Spécialités : physique et métrologie des aérosols, filtration de l'air

Mme Valérie BEX - Responsable de la cellule santé habitat (Service parisien de santé environnementale) - Spécialités : métrologie des polluants biologiques, qualité de l'air intérieur

Mme Nathalie BONVALLOT - Enseignant chercheur (École des hautes études en santé publique) - Spécialités : toxicologie, évaluation des risques sanitaires

M. Denis CAILLAUD - Professeur des universités, praticien hospitalier (CHU de Clermont-Ferrand) - Spécialités : pneumologie, allergologie, épidémiologie-environnement (pollens, moisissures)

M. Jean-Dominique DEWITTE - Professeur des universités, praticien hospitalier (Université de Brest) - Spécialités : santé travail, pneumologie

M. Marc DURIF - Responsable de Pôle (Institut national de l'environnement industriel et des risques) - Spécialités : métrologie et méthode d'analyse des polluants de l'air, caractérisation des expositions

Mme Émilie FREALLE - Praticien hospitalier (Centre hospitalier régional universitaire de Lille) - Spécialités : écologie microbienne de l'air, microbiologie analytique, évaluation et prévention du risque microbiologique, surveillance de l'environnement intérieur

M. Philippe GLORENNEC - Enseignant chercheur (École des hautes études en santé publique - Institut de recherche sur la santé, l'environnement et le travail, UMR Inserm 1085) - Spécialités : évaluation des expositions et des risques sanitaires d'origine chimique

Mme Ghislaine GOUPIL - Chef de département, adjoint au chef du pôle environnement (Laboratoire Central de la Préfecture de Police) - Spécialités : métrologie des polluants (air intérieur, air ambiant et air des lieux de travail), techniques d'analyses, réglementation air

Mme Marianne GUILLEMOT - Responsable d'études (Institut national de recherche et de sécurité) - Docteur en Chimie - Spécialités : métrologie, surveillance atmosphérique et des environnements professionnels

Mme Bénédicte JACQUEMIN - Chargée de recherche (Institut national de la santé et de la recherche médicale) - Spécialités : épidémiologie environnementale, pollution atmosphérique

M. Olivier JOUBERT - Maître de conférences (Université de Lorraine) - Spécialités : toxicologie, sécurité sanitaire

Mme Danièle LUCE - Directrice de recherche (Institut national de la santé et de la recherche médicale) - Spécialités : épidémiologie, santé travail

Mme Corinne MANDIN - Chef de division (Centre Scientifique et Technique du Bâtiment) - Spécialités : évaluation des expositions et des risques sanitaires, environnements intérieurs

M. Fabien MERCIER - Ingénieur de recherche, Responsable R&D (École des hautes études en santé publique / Laboratoire d'étude et de recherche en environnement et santé) - Spécialités : métrologie des polluants, méthodes d'analyse, air intérieur

Mme Christelle MONTEIL - Enseignant chercheur (Université de Rouen) - Spécialités : toxicologie

Mme Anne OPPLIGER - Privat-Docteur & Maître d'Enseignement et de Recherche (Institut universitaire romand de Santé au Travail, Lausanne) - Spécialités : santé travail, risques biologiques, bioaérosols, agents zoonotiques

M. Pierre PERNOT - Responsable de service, ingénieur (Airparif) - Spécialité : expologie, métrologie

Mme Chantal RAHERISON - Professeur des universités, praticien hospitalier (Université de Bordeaux) - Spécialités : pneumologie, allergologie, épidémiologie. Démission le 07/11/2018

---

## **PARTICIPATION ANSES**

### **Coordination scientifique**

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

### **Contribution scientifique**

Mme Marion KEIRSBULCK - Chef de projets - Unité d'évaluation des risques liés à l'air, Anses

Mme Salma ELREEDY - Directrice - Direction des affaires européennes et internationales, Anses

Mme Adrienne PITTMAN - Adjointe à la Directrice - Direction des affaires européennes et internationales, Anses

### **Secrétariat administratif**

Mme Sophia SADDOKI - Anses

---

## **CONTRIBUTIONS EXTÉRIEURES AU(X) COLLECTIF(S)**

**Objet de la contribution : « Consultation internationale auprès d'organismes sur l'existence de travaux sur la construction de valeurs guides pour les poussières intérieures » (du 27 octobre au 31 décembre 2018) :** Agence Européenne de l'Environnement (Europe), Danish Environmental Protection Agency (Danemark), Estonian Health Board (Estonie), Institut National de Santé Publique du Québec (Canada), Santé Canada (Canada), Université de Montréal (Canada),

Centers for Disease Control and Prevention (États-Unis), United States Environmental Protection Agency (États-Unis), National Institute of Environmental Health Sciences (États-Unis), University of Antwerp (Belgique), Federal office of public health (Suisse), German Environment Agency (Allemagne), Stockholm University (Suède), Institut of environmental medicine Karolinska Institutet (Suède), Public Health Agency of Sweden (Suède), Norwegian Institute of Public Health (Norvège), Institute for Environmental Protection and Research (Italie), Kinki University School of Medicine (Japon), National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (Japon), Queensland University of Technology (Australie), Workplace Health and Safety - Australian government (Australie), University of Hong Kong (Chine)

**Objet de la contribution : « Participation à l'atelier scientifique sur la faisabilité de construire des valeurs guides pour les poussières sédimentées en environnement intérieur » (du 11 au 12 septembre 2019) - invités *intuitu personae* et ne représentent pas leur organisme d'appartenance :**

- Kenichi AZUMA (Kinki University School of Medicine, Japon)
- Derek SHENDELL (Rutgers School of Public Health, États-Unis)
- Peter EGEGHY (United States Environmental Protection Agency, États-Unis)
- Pat RASMUSSEN (Santé Canada, Canada)
- Roger WAEBER (Federal office of public health, Suisse)
- Corinne MANDIN (Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, France)

**Objet de la contribution : « Participation à la réunion d'échange sur l'intérêt de construire des valeurs guides pour les poussières sédimentées en environnement intérieur » (25 octobre 2019) :**

- Roseline BONNARD (Ineris)
- Souad BOUALLALA (Ademe)
- Franck MAROT (Ademe)
- Marie-Aude KERAUTET (Service Parisien de Santé Environnementale de la ville de Paris)
- Laure ENGELVIN (Direction Générale de la Prévention des Risques)
- Maria AQALLAL (Direction Générale de la Santé)

## SOMMAIRE

<b>Présentation des intervenants</b> .....	<b>3</b>
<b>SOMMAIRE</b> .....	<b>7</b>
<b>Sigles et abréviations</b> .....	<b>10</b>
<b>Liste des tableaux</b> .....	<b>12</b>
<b>Liste des figures</b> .....	<b>13</b>
1 Contexte, objet et modalités de réalisation de l'expertise.....	14
<b>1.1 Contexte</b> .....	<b>14</b>
<b>1.2 Objet de la saisine</b> .....	<b>14</b>
<b>1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation</b> .....	<b>15</b>
<b>1.4 Prévention des risques de conflits d'intérêts</b> .....	<b>16</b>
2 Cadrage de l'expertise.....	17
<b>2.1 Préambule</b> .....	<b>17</b>
<b>2.2 Méthodologie de revue de la littérature scientifique</b> .....	<b>17</b>
<b>2.3 Redéfinition du périmètre de l'expertise</b> .....	<b>20</b>
3 Caractérisation de la poussière .....	21
<b>3.1 Introduction</b> .....	<b>21</b>
<b>3.2 Nature, sources et caractéristiques des particules constitutives de la poussière</b> .....	<b>22</b>
3.2.1 Principaux éléments constitutifs et sources de la poussière .....	22
3.2.2 Caractéristiques chimiques de la poussière .....	22
3.2.2.1 Teneur en eau.....	22
3.2.2.2 Matière organique/inorganique.....	22
3.2.3 Caractéristiques physiques de la poussière .....	23
3.2.3.1 Granulométrie.....	23
3.2.3.2 Contenu en fibres .....	25
3.2.4 Composition biologique de la poussière .....	25
3.2.5 Facteurs d'influence de la composition de la poussière .....	27
<b>3.3 Concentrations en substances chimiques dans la poussière</b> .....	<b>28</b>
3.3.1 Données de concentrations en substances chimiques .....	28
3.3.2 Source des substances chimiques .....	29
3.3.3 Paramètres déterminant les concentrations en substances chimiques .....	31
3.3.3.1 Zone géographique .....	31
3.3.3.2 Paramètres liés à l'environnement extérieur .....	31
3.3.3.2.1 Saison .....	31
3.3.3.2.2 Activités anthropiques pratiquées dans le voisinage .....	32
3.3.3.3 Paramètres liés à l'environnement intérieur .....	32
3.3.3.3.1 Présence et proximité de produits contenant des substances chimiques dans l'environnement intérieur.....	33
3.3.3.3.2 Pratiques des occupants .....	33
3.3.3.4 Variabilité spatiale et granulométrique .....	34
3.3.3.4.1 Type de surface.....	34
3.3.3.4.2 Distribution granulométrique .....	34
3.3.4 Possibilité de modélisation.....	35
<b>3.4 Empoussièrément</b> .....	<b>35</b>

3.4.1	Données d'empoussièrement .....	35
3.4.2	Paramètres déterminant l'empoussièrement .....	36
4	Exposition <i>via</i> la poussière .....	37
<b>4.1</b>	<b>Les poussières concourent à l'exposition humaine à certains composés chimiques</b>	<b>37</b>
<b>4.2</b>	<b>Les voies d'exposition à la poussière, leurs importances relatives et les processus physiologiques impliqués .....</b>	<b>40</b>
4.2.1	L'ingestion .....	40
4.2.2	L'inhalation .....	41
4.2.3	Le contact cutané.....	43
4.2.4	L'importance relative des voies d'exposition .....	44
5	Prélèvements et analyses de la poussière .....	46
<b>5.1</b>	<b>Le prélèvement de la poussière sédimentée .....</b>	<b>46</b>
5.1.1	Les méthodes .....	46
5.1.2	Facteurs influençant le prélèvement.....	50
5.1.3	Transport et stockage .....	51
5.1.3.1	Composés inorganiques.....	51
5.1.3.2	Composés organiques .....	51
<b>5.2</b>	<b>Procédures analytiques.....</b>	<b>52</b>
5.2.1	Composés inorganiques .....	52
5.2.1.1	Minéralisation .....	52
5.2.1.2	Analyse .....	52
5.2.2	Composés organiques.....	53
5.2.2.1	Extraction et purification .....	53
5.2.2.2	Analyse .....	53
6	Bioaccessibilité et biodisponibilité orales.....	55
<b>6.1</b>	<b>Notions de bioaccessibilité et biodisponibilité .....</b>	<b>55</b>
6.1.1	Définitions .....	55
6.1.2	Relation entre bioaccessibilité orale et biodisponibilité orale .....	56
<b>6.2</b>	<b>Méthodes de mesure de la biodisponibilité et bioaccessibilité orales .....</b>	<b>58</b>
6.2.1	Mesure de la biodisponibilité absolue.....	58
6.2.2	Mesure de la biodisponibilité relative .....	58
6.2.2.1	La méthode par ratio de biodisponibilités absolues.....	58
6.2.2.2	La méthode par ratio de pente .....	59
6.2.2.3	La méthode par dose unique.....	59
6.2.3	Modèles animaux employés .....	60
6.2.4	Mesure de la bioaccessibilité.....	60
6.2.4.1	Processus général.....	60
6.2.4.2	Spécificités propres aux composés organiques .....	63
<b>6.3</b>	<b>Caractéristiques de la poussière influençant la bioaccessibilité et la biodisponibilité</b>	<b>65</b>
<b>6.4</b>	<b>Validation des tests <i>in vitro</i> de bioaccessibilité .....</b>	<b>66</b>
6.4.1	Cas des métaux et métalloïdes .....	67
6.4.2	Cas des composés organiques .....	70

7	Modélisation de l'exposition par ingestion de poussière.....	73
<b>7.1</b>	<b>Types de modèles.....</b>	<b>73</b>
<b>7.2</b>	<b>Les modèles utilisés et leurs paramètres.....</b>	<b>74</b>
8	Proposition de définitions et de méthodologie pour l'élaboration de VGPI .....	77
<b>8.1</b>	<b>Introduction.....</b>	<b>77</b>
<b>8.2</b>	<b>Échanges avec la communauté scientifique.....</b>	<b>77</b>
<b>8.3</b>	<b>Échanges avec les parties prenantes.....</b>	<b>79</b>
<b>8.4</b>	<b>Conclusions sur l'élaboration de VGPI.....</b>	<b>81</b>
9	Conclusions et recommandations du groupe de travail, adoptées par le CES .....	83
<b>9.1</b>	<b>Conclusions.....</b>	<b>83</b>
<b>9.2</b>	<b>Recommandations.....</b>	<b>87</b>
10	Bibliographie.....	89
<b>10.1</b>	<b>Publications.....</b>	<b>89</b>
<b>10.2</b>	<b>Normes.....</b>	<b>108</b>
ANNEXES.....		110
<b>Annexe 1 : Lettre de saisine .....</b>		<b>111</b>
<b>Annexe 2 : Suivi des actualisations du rapport.....</b>		<b>114</b>
<b>Annexe 3 : Description et résultats de la revue de la littérature par axe de recherche .....</b>		<b>115</b>
	Axes « Caractéristiques », « Métrologie » et « Modélisation ».....	115
	Axe « Facteurs d'exposition ».....	117
	Axe « Biodisponibilité et bioaccessibilité ».....	119
	Axe « VGPI ».....	120
<b>Annexe 4 : Concentrations en contaminants dans la poussière .....</b>		<b>122</b>
<b>Annexe 5 : Méthodes de prélèvements de la poussière .....</b>		<b>130</b>
<b>Annexe 6 : Revue bibliographique de modèles d'exposition à la poussière par ingestion existants.....</b>		<b>132</b>
<b>Annexe 7 : Recommandations existantes pour les paramètres d'exposition en lien avec l'estimation de la dose d'exposition par ingestion de poussière utilisant une concentration surfacique .....</b>		<b>140</b>
<b>Annexe 8 : Synthèse des travaux français relatifs à l'élaboration de valeurs guides dans la poussière .....</b>		<b>142</b>
	Étude de cas de l'Anses sur l'élaboration de VGPI pour le phtalate de bis(2-éthylhexyle) (DEHP).....	142
	Concentrations environnementales pour un dépistage du saturnisme en France.....	146
<b>Annexe 9 : Atelier scientifique.....</b>		<b>151</b>

## Sigles et abréviations

Anses : Agence nationale de sécurité sanitaire

BPA : bisphénol A

CES : comité d'experts spécialisé

COSV : composé organique semi-volatile

DEHP : phtalate de di (2-éthylhexyle)

DIN : Deutsches Institut für Normung (Institut allemand de normalisation)

DJA : dose journalière admissible

FOREhST : Fed Organic Estimation human Simulation Test

GT : groupe de travail

HAP : hydrocarbure aromatique polycyclique

HCSP : Haut Conseil en Santé Publique

HVS3 : High volume small surface sampler

IVG : *in vitro* gastrointestinal

LOD : limit of detection (limite de détection)

LOQ : limit of quantification (limite de quantification)

OPE : esters organophosphatés

OQAI : Observatoire de la qualité de l'air intérieur

PBET : physiologically based extraction test

PBPK : physiologically based pharmacokinetic (modèle pharmacocinétique physiologique)

PCB : polychlorobiphényles

PBDE : polybromodiphényléthers

PFAS : per- et poly-fluoroalkyles

PFC : perfluorocarbures

RBALP : relative bioaccessibility leaching procedure

RIVM : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Institut national néerlandais pour la santé publique et l'environnement)

SBET : simplified bioaccessibility extraction test

SHIME : Simulator of the human intestinal microbial ecosystem

TIM : TNO (Nederlandse Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek - Organisation Néerlandaise pour la recherche scientifique appliquée) gastrointestinal model

UBM : Unified BARGE (Bioaccessibility Research Group of Europe) method

VGAI : valeur guide de qualité d'air intérieur

VGPI : valeur guide pour les poussières intérieures

VLEP : valeur limite d'exposition professionnelle

VTR : valeur toxicologique de référence

US EPA : US Environmental Protection Agency (Agence américaine de protection de l'environnement)

US P : US Pharmacopoeia method

MB&SR : Mass balance & soil recapture method

## Liste des tableaux

Tableau 1 : Résultats de la recherche bibliographique par axe _____	19
Tableau 2 : Variations des fractions granulométriques et répartition massique en fonction de ces dernières dans la poussière _____	24
Tableau 3 : Extrait des résultats d'analyses de poussière collectée dans des bureaux danois (Molhave et al., 2000 cité dans Morawska et Salthammer, 2003) _____	26
Tableau 4 : Caractérisation des moisissures dans la poussière déposée sur le sol (tapis ou sol lisse) des logements (chambre à coucher) français (Dallongeville et al., 2017) _____	27
Tableau 5 : Principales sources des substances chimiques retrouvées dans la poussière (d'après Lucattini et al., 2018 complété) _____	30
Tableau 6 : Contribution de l'ingestion de poussière à l'exposition totale à la poussière et corrélations entre concentrations en substances chimiques dans la poussière et matrices biologiques en Europe, Amérique du Nord, Australie et Nouvelle-Zélande entre 2005 et 2018 (d'après Larsson et Berglund, 2018) _____	38
Tableau 7 : Caractéristiques des différentes techniques de prélèvement _____	49
Tableau 8 : Caractéristiques gastro-intestinales chez l'enfant et chez l'adulte dans chaque compartiment (Pelfrène, 2016) _____	60
Tableau 9 : Résumé des principaux tests de bioaccessibilité _____	62
Tableau 10 : Résumé des études de validation bioaccessibilité-biodisponibilité pour les éléments métalliques (modifié d'après Koch et Reimer, 2012) _____	68
Tableau 11 : Résumé des études de validation bioaccessibilité-biodisponibilité ayant été utilisés pour les composés organiques _____	71
Tableau 12 : Dernière mise à jour des recommandations issues de l'Exposure Factors Handbook (US EPA, 2017) pour la quantité de poussière intégrée (en mg.j <sup>-1</sup> ) pour la population générale _____	75
Tableau 13 : Caractéristiques des différentes techniques de prélèvements _____	85
Tableau 14 : Liste non exhaustive d'hypothèses testées pour établir l'algorithme pour la recherche bibliographique pour l'axe « VGPI » et raisons ayant conduit leur rejet _____	120
Tableau 15 : Compilation des données de concentrations en contaminants (issue de Larsson et Berglund, 2018) _____	122
Tableau 16 : Avantages et inconvénients des méthodes de prélèvements de la poussière _____	130
Tableau 17 : Résultats de la revue bibliographique sur l'existence de modèles d'exposition à la poussière par ingestion _____	132
Tableau 18 : Estimation du taux de poussière ingérée (en m <sup>2</sup> .j <sup>-1</sup> ) par Wilson et al. (2016) _____	140
Tableau 19 : Dernière mise à jour des recommandations issues de l'Exposure Factors Handbook (US EPA, 2011) pour la fréquence des contacts main-bouche (en événements.h <sup>-1</sup> ) et la surface d'une main (en m <sup>2</sup> ) pour la population générale _____	141
Tableau 20 : Paramètres de modélisation des plombémies pour déterminer les concentrations environnementales devant entraîner un dépistage du saturnisme infantile _____	147
Tableau 21 : Valeurs de contamination des milieux d'exposition devant conduire à un dépistage du saturnisme infantile _____	149

## Liste des figures

Figure 1 : De la concentration de la substance chimique dans la poussière au passage dans l'organisme (modifiée d'après la norme NF EN ISO 17402)	37
Figure 2 : Relation entre concentration surfacique en plomb dans les poussières déposées au sol du domicile et plombémie des enfants de 6 mois à 6 ans, France, 2008-2009 (d'après Etchevers et al., 2015)	38
Figure 3 : Exposition à la poussière lors de l'ingestion (d'après Pelfrêne, 2016)	41
Figure 4 : Exposition à la poussière lors de l'inhalation (d'après Pelfrêne, 2016)	42
Figure 5 : Exposition à la poussière par pénétration cutanée (d'après Beriro et al., 2016 et Pawar et al., 2017)	44
Figure 6 : Relation entre bioaccessibilité et biodisponibilité (d'après Collins et al., 2015)	57
Figure 7 : Passage d'un protocole basé sur un ratio de pente à une seule dose d'exposition (d'après Delannoy et al., 2014)	59
Figure 8 : Diagramme schématisant comment les espèces de Pb, la taille des particules et les morphologies affectent la biodisponibilité orale de ce métal (Ruby et al., 1999)	66
Figure 9 : Algorithmes utilisés pour la recherche bibliographique pour les axes « Caractéristiques », « Métrologie » et « Modélisation »	115
Figure 10 : Algorithmes utilisés pour la recherche bibliographique pour les trois voies d'exposition de l'axe « Facteurs d'exposition »	118
Figure 11 : Algorithme utilisé pour la recherche bibliographique pour l'axe « Biodisponibilité et bioaccessibilité »	119
Figure 12 : Plombémie attendue ( $\mu\text{g.dL}^{-1}$ ) selon la concentration en plomb du sol ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )	148
Figure 13 : Plombémie attendue ( $\mu\text{g.dL}^{-1}$ ) selon la concentration en plomb dans les poussières déposées ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )	149

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

## 1.1 Contexte

Les expertises instruites à l'Anses portant sur les substances chimiques nécessitent de plus en plus souvent, dans un contexte de prise en compte croissante de l'exposome, de considérer les expositions agrégées (incluant plusieurs voies d'exposition pour une même substance) ou cumulées (incluant plusieurs voies et plusieurs substances) afin de caractériser de manière réaliste les risques sanitaires pour la population. En effet, de par sa nature et ses propriétés, une substance peut se retrouver dans différents compartiments environnementaux (eau, poussière, sol, air) ainsi que dans des produits de consommation (dont les produits alimentaires).

Cette approche se justifie d'autant plus que l'agence inclut dans son périmètre d'activités les risques sanitaires liés à l'alimentation, l'environnement général et professionnel. En ce sens, l'Anses a conduit ces dernières années plusieurs expertises sur la thématique des perturbateurs endocriniens (Anses, 2013 ; 2014a), du plomb (Anses, 2014b) ou des pyréthriinoïdes (Anses, 2018) en incluant l'exposition de la population par ingestion de poussières sédimentées. Cette voie d'exposition reste encore peu prise en compte par l'agence à l'heure actuelle et suscite des interrogations quant aux modalités de son évaluation. Les expertises soulignent néanmoins que l'exposition *via* la poussière pourrait être notable, en particulier pour certaines populations comme les jeunes enfants qui, de par des contacts main-bouche plus fréquents, peuvent être plus exposés que les autres tranches d'âge de la population.

De plus, l'environnement intérieur constitue un environnement d'intérêt en termes d'exposition puisque la part du temps passé en milieu intérieur est de l'ordre de 90 % dans des espaces clos, dont 70 % dans les logements pour la population générale (Beausoleil et al., 2012 ; Matz et al., 2014).

Par ailleurs, alors que plusieurs types de valeurs de référence sont établies par l'Anses pour certains environnements ou médias d'exposition particuliers (valeurs guides de qualité de l'air intérieur (VGAI), valeurs limites d'exposition professionnelle (VLEP), doses journalières admissibles pour l'alimentation (DJA), il n'existe actuellement aucune valeur de référence établie pour l'ingestion de poussières sédimentées contaminées par des substances.

## 1.2 Objet de la saisine

Dans ce contexte, l'Anses s'est autosaisie en vue de réaliser une expertise relative aux poussières sédimentées contaminées par des substances, dont l'objectif principal est de mieux appréhender l'exposition de la population à ce média d'exposition, du point de vue de la métrologie et de la modélisation (cf. Annexe 1). Ces travaux s'articulent autour de deux axes, qui seront traités indépendamment l'une de l'autre. À noter que ce travail se focalisera sur les composés chimiques, et plus particulièrement les composés organiques semi-volatils (COSV) et les métaux.

Les deux axes identifiés dans l'auto-saisine et objectifs visés associés sont repris ci-dessous :

**Axe 1 - Conduite d'une expertise collective sur les méthodes et outils destinés à évaluer l'exposition de la population aux poussières sédimentées dans les environnements intérieurs**

- a) Revue des méthodes et outils pour le prélèvement et l'analyse des poussières sédimentées dans les environnements intérieurs

Il n'existe à l'heure actuelle aucune norme ou consensus sur les méthodes de prélèvement et d'analyse des poussières sédimentées dans les environnements intérieurs. Ces dernières diffèrent donc d'une étude à l'autre, rendant ainsi difficile la comparaison des résultats. Cette difficulté a notamment été soulevée lors de l'expertise menée par l'Anses sur le bisphénol A (BPA ; Anses, 2013).

- b) Proposer des recommandations sur la métrologie des poussières sédimentées dans les environnements intérieurs

Il paraît dès lors primordial de mener une réflexion sur la métrologie de ces poussières, notamment sur la stratégie d'échantillonnage et les techniques de prélèvements, d'analyse ou d'interprétation des résultats, en vue de proposer des recommandations.

- c) Analyser les outils et modèles disponibles pour caractériser l'exposition aux poussières sédimentées dans les environnements intérieurs

La voie d'exposition la plus communément investiguée lorsque l'exposition aux poussières intérieures est l'ingestion. Or, l'exposition par voie cutanée est également possible par contact dermique avec des particules en suspension et des poussières sédimentées. Il n'existe cependant aujourd'hui aucun consensus sur la méthode de caractérisation de l'exposition par cette voie. En effet, elle n'a été que très peu explorée pour le moment, bien que quelques études récentes proposent des équations permettant de calculer l'exposition interne par voie cutanée *via* l'air et les poussières.

De ce fait, un approfondissement des connaissances sur ce volet constitue un axe de réflexion d'intérêt pour l'expertise à conduire en vue de mieux caractériser l'exposition de la population aux poussières intérieures.

- d) Proposer des recommandations sur les facteurs d'exposition

Enfin, il est attendu des recommandations afin de sélectionner ou de documenter les paramètres d'exposition utiles. Ces facteurs d'exposition concernent les quantités de médias ingérés ou bien en contact avec la peau, ainsi que d'autres paramètres tels que la bioaccessibilité et la biodisponibilité par voies orale et cutanée.

## **Axe 2 - Élaboration de valeurs guides pour les poussières intérieures**

Les valeurs de référence relatives à des substances chimiques constituent des repères qui permettent d'interpréter des mesures d'exposition ou encore d'évaluer les risques pour la santé. Selon leur domaine d'application, il en existe différents types. L'Anses construit notamment des valeurs toxicologiques de référence (VTR), des VLEP et VGAI. Or, certaines substances d'intérêt présentes dans les environnements intérieurs, telles que des composés semi-volatils (phtalates, retardateurs de flamme bromés, pesticides, etc.), peuvent être présents à la fois en phase gazeuse et dans la poussière. Par conséquent, afin de ne pas limiter la réflexion à l'air intérieur et à l'élaboration de VGAI, l'élaboration de valeurs guides pour les poussières intérieures (VGPI), dans une vision globale concernant les environnements intérieurs se pose. Une telle valeur pourrait correspondre à la concentration d'une substance chimique dans les poussières déposées en dessous de laquelle aucun effet sanitaire n'est en principe attendu pour la population générale. Cette perspective soulève ainsi la question de la méthode d'élaboration d'une telle valeur.

### **1.3 Modalités de traitement : moyens mis en œuvre et organisation**

L'Anses a confié l'instruction de cette auto-saisine à un groupe de travail *ad-hoc* (GT Poussières), rattaché au comité d'experts spécialisé « Évaluation des risques liés aux milieux aériens » (CES Air). Ce GT a été constitué après un appel à candidatures d'experts public.

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

- D'une synthèse et une analyse critique de la littérature scientifique disponible (articles scientifiques, rapports institutionnels) ;

- D'une consultation internationale d'agences ou autorités nationales dans le domaine de la santé et de l'environnement ;
- D'un atelier de travail pour le recueil de l'avis de la communauté scientifique d'une part et d'autres acteurs tels que les gestionnaires de risque d'autre part sur l'intérêt et la faisabilité d'élaborer des VGPI.

Les travaux d'expertise du GT ont été présentés régulièrement au CES, tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques. Le rapport produit par le GT tient compte des observations et éléments complémentaires transmis par les membres du CES. Les travaux ont *in fine* ainsi été adoptés par le CES Air lors de la séance du 17 décembre 2019.

Ces travaux sont ainsi issus de collectifs d'experts indépendants et aux compétences complémentaires.

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

#### 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 de l'agence ([www.anses.fr](http://www.anses.fr)).

## 2 Cadrage de l'expertise

### 2.1 Préambule

Il est précisé en accord avec l'Anses et le CES Air que la population ciblée par l'exposition à la poussière sédimentée est la population générale, non concernée par une exposition dans des locaux à pollution spécifique<sup>1</sup> notamment professionnels. De même, seuls les substances chimiques sont investiguées et un focus est réalisé sur les COSV et les métaux, comme indiqué dans le texte de saisine (cf. Annexe 1).

En vue de cadrer les travaux de l'expertise et potentiellement redéfinir son périmètre au vu du corpus de connaissances, une première recherche bibliographique a été réalisée.

### 2.2 Méthodologie de revue de la littérature scientifique

Six axes ont été définis pour découper la problématique générale de la caractérisation de l'exposition de la population générale à la poussière contaminée en substances chimiques, à partir des questions posées dans la saisine.

Ces axes de recherches bibliographiques sont :

- Axe « Caractéristiques », pour documenter les caractéristiques générales de la poussière : origine, composition, empoussièrement, etc. (cf. chapitre 3) ;
- Axe « Métrologie », pour documenter les différentes méthodes de prélèvements, de traitement et d'analyse des échantillons utilisées selon les objectifs, en particulier celles utilisées dans une optique d'évaluation des expositions (cf. chapitre 5) ;
- Axe « Modélisation », pour documenter les différents modèles d'exposition à la poussière en fonction des voies d'exposition considérées : ingestion de la poussière, inhalation de la poussière remise en suspension et contact cutané avec la poussière (cf. chapitre 4, chapitre 7) ;
- Axe « Facteurs d'exposition », pour documenter les quantités de poussière en contact avec l'individu : quantité ingérée, quantité en contact avec la peau, quantité inhalée (cf. chapitre 7) ;
- Axe « Bioaccessibilité et biodisponibilité », pour documenter la biodisponibilité et la bioaccessibilité des substances chimiques présentes dans la poussière en fonction des voies d'exposition considérées (cf. chapitre 6) ;
- Axe « VGPI » pour documenter l'existence de valeurs guides ou équivalents pour la poussière (cf. chapitre 8).

Une recherche bibliographique a ensuite été réalisée dans les moteurs de recherche pour chacun de ces axes par l'intermédiaire d'algorithmes de recherche élaborés à partir de concepts d'inclusion et d'exclusion avec un ou plusieurs mots clés. Aucune restriction géographique n'a été retenue pour cette recherche, alors qu'une antériorité de 20 ans a été dans un premier temps retenue en termes

---

<sup>1</sup> Article R4222-3 : Locaux à pollution spécifique : les locaux dans lesquels des substances dangereuses ou gênantes sont émises sous forme de gaz, vapeurs, aérosols solides ou liquides autres que celles qui sont liées à la seule présence humaine ainsi que locaux pouvant contenir des sources de micro-organismes potentiellement pathogènes et locaux sanitaires.

de restriction temporelle, ramenée à 10 ans pour certains axes très bien documentés. À l'inverse, pour l'axe « facteurs d'exposition », du fait du très faible nombre de références identifiées, aucune restriction temporelle n'a été retenue.

Le nombre de références identifiées dans les bases de données Scopus et Pubmed est présenté dans le tableau 1. Les 53 références pertinentes au vu du titre et du résumé ont fait l'objet d'une lecture approfondie, pour lesquelles une grille de lecture a été renseignée. Certains items de cette grille étaient communs à chaque axe (nombre d'articles étudiés, période couverte, objectif de l'étude, intérêt pour un autre axe) et d'autres spécifiques de l'axe investigué.

Tableau 1 : Résultats de la recherche bibliographique par axe

	Axe « Caractéristiques »	Axe « Métrologie »	Axe « Modélisation »	Axe « Facteurs d'exposition - Ingestion »	Axe « Facteurs d'exposition - Inhalation »	Axe « Facteurs d'exposition - Cutané »	Axe « Bioaccessibilité et biodisponibilité »
Scopus	22 *	63 **	59 **	34 ***	11 ***	8 ***	37 *
Pubmed	5 *	6 **	42 **	0 ***	3 ***	0 ***	0 *
Autres sources (recherche sur un autre axe, dire d'experts)	2 *	2 *	1 ***	0 ***	1 ***	0 ***	2 *
Total sans doublons	25	65	73	34	11	8	39
Retenus pour une lecture approfondie	10	14	5	9	0	2	13

\* : revues postérieures à 1997 / \*\* : revues postérieures à 2007 / \*\*\* : aucune restriction temporelle, ni sur le format du document

Les algorithmes définis ainsi que le détail des résultats et des documents retenus sont présentés en Annexe (cf. Annexe 3).

À noter que pour l'axe dédié à l'existence de VGPI, aucun document pertinent n'est ressorti de la recherche bibliographique et un article a été identifié par dire d'experts. Ainsi, il a été décidé de s'appuyer sur les résultats de la consultation internationale et de l'atelier scientifique organisés par l'Anses dans le cadre de ces travaux d'expertise.

## 2.3 Redéfinition du périmètre de l'expertise

Le GT a estimé que la bibliographie est suffisante pour traiter des questions (cf. paragraphe 1.2) relatives au recensement des méthodes de prélèvement et d'analyse (question 1.a) et pour formuler des recommandations pour évaluer l'exposition à la poussière sédimentée (question 1.b). Pour ce qui est de la modélisation de ces expositions (questions 1.c et 1.d), l'état actuel des connaissances permet de constater l'existence de l'exposition à la poussière sédimentée par ingestion, inhalation et contact cutané, mais, en revanche, la possibilité de modéliser les expositions par ces deux dernières voies est pour l'instant limitée. Par conséquent, il est décidé en accord avec le CES Air de ne pas considérer dans l'immédiat ces deux voies d'exposition dans la méthode d'élaboration d'une VGPI (question 2).

## 3 Caractérisation de la poussière

### 3.1 Introduction

En raison de la diversité des sources qui contribuent à la constituer, la poussière sédimentée intérieure est très hétérogène et comporte une grande variété de particules, naturelles et synthétiques, inorganiques et organiques, fibreuses et non fibreuses, de différentes tailles (Butte et Heinzow, 2002 ; Morawska et Salthammer, 2003). Ces sources peuvent être aussi bien intérieures, les particules étant directement générées dans l'environnement intérieur, qu'extérieures, les particules pénétrant dans l'environnement intérieur par tractage par les personnes ou animaux entrant et sortant ou par entrée d'air comportant des particules en suspension *via* la ventilation ou l'aération du bâtiment (Butte et Heinzow, 2002 ; Santé Canada, 2018 ; Morawska et Salthammer, 2003).

Cette hétérogénéité rend difficile l'établissement d'une définition précise et universelle. Alors que plusieurs références proposent des définitions fondées sur la description des différents types de particules constitutives de la poussière intérieure sédimentée ou de leur origine (Paustenbach et al., 1997 ; US EPA, 2011)<sup>2</sup>, le guide VDI 4300-8 de l'Association des ingénieurs allemands (VDI, 2001) propose de la définir par opposition aux particules en suspension, comme « tout type de particules rencontrées en intérieur sous forme déposée », quelle que soit leur origine (naturelle/synthétique, extérieure/intérieure) et leur nature (inorganique/organique). Dans Butte et Heinzow (2002), une définition restreinte aux dépôts sur des surfaces horizontales, telles que les sols, rebords de fenêtre ou surfaces des meubles par exemple (VDI, 1999), est mentionnée.

Il est proposé de retenir la définition des poussières intérieures sédimentées de VDI (2001), mettant l'accent sur la nature déposée dans l'environnement intérieur de ce mélange complexe de particules issues de sources variables, indépendamment du caractère horizontal ou non de la surface de dépôt. Par la suite, les termes « poussière(s) », « poussière(s) intérieure(s) », « poussière(s) domestique(s) », « poussière(s) sédimentée(s) » désigneront les poussières intérieures sédimentées ainsi définies et le terme « poussière » sera utilisé.

La présence de la poussière contaminée dans les environnements intérieurs résulte d'un processus dynamique en deux temps :

1. La génération de la poussière, conduisant à la présence d'un mélange hétérogène de particules, contaminées ou non, déposées dans l'environnement intérieur ;
2. La contamination secondaire de cette poussière par adsorption (contact avec des matériaux ou recondensation *via* l'air) de contaminant.

Le plan de ce chapitre s'inspire de cette dynamique. Dans un premier temps, la nature, les sources et les caractéristiques des particules constitutives de la poussière sont décrites ; puis, dans un second temps, ce chapitre s'intéresse à la contamination de ces particules, c'est-à-dire aux

---

<sup>2</sup> Paustenbach et al., 1997 dans Oomen et al., 2008 : « *mélange de substances provenant de nombreuses sources, incluant entre autres les particules de sol remises en suspension ou tractées dans l'environnement intérieur, les vêtements, la déposition atmosphérique des particules, les cheveux, les fibres artificielles et naturelles, les moisissures, les pollens, les allergènes, les bactéries, les virus, les arthropodes, les cendres, les suies, les squames et poils des animaux, les particules de peau, les résidus de chauffage et cuisson et les composants des bâtiments* ».

US EPA, 2011 : « *mélange complexe de matériau d'origine biologique (phanères biologiques, spore de champignons, etc.), de particules d'aérosols intérieurs qui se sont déposées et de particules de sols tractées à l'intérieur par les pieds des passants* ».

concentrations en composés organiques et inorganiques de la poussière ainsi que les facteurs d'influence de ces concentrations.

Enfin, ce chapitre se penche sur la quantité de poussière déposée dans les environnements intérieurs et ses déterminants.

## 3.2 Nature, sources et caractéristiques des particules constitutives de la poussière

### 3.2.1 Principaux éléments constitutifs et sources de la poussière

Les constituants de la poussière les plus fréquemment listés dans la littérature (Morawska et Salthammer, 2003 ; Paustenbach et al., 1997 dans Oomen et al., 2008 ; Santé Canada, 2018 ; US EPA, 2011 ; Liroy et al., 2002 ; Butte et Heinzow, 2002) sont les suivants :

- Les fragments de plantes, les feuilles ou les aiguilles ;
- Les résidus de nourriture ;
- Les cheveux ou les poils ;
- Les squames de peau ;
- Les matériaux issus de l'abrasion des textiles, des équipements (par exemple : fibres de vêtements ou de tapis) et des matériaux de construction (par exemple : fibres de papier, fibre de verre, bois) ;
- Les matériaux inorganiques tels que des cailloux, des sables, des limons ou argiles issus de l'environnement extérieur ;
- Les particules de suie, les poussières issues de combustion (fumée), les cendres ;
- Les bactéries, les virus, les moisissures, leurs spores, les pollens, les acariens et leurs excréments, des fragments d'insectes, etc. ;
- Les particules atmosphériques extérieures, provenant de sources diverses (industries, incendies, aérosols marins, etc.).

### 3.2.2 Caractéristiques chimiques de la poussière

#### 3.2.2.1 Teneur en eau

La teneur en eau de la poussière apparaît souvent faible. À titre d'exemple, deux études indiquent qu'elle est de 2 % dans la poussière des bureaux danois (Molhave et al., 2000) et de 4 % dans une fraction spécifique (respirable size fraction)<sup>3</sup> de la poussière des logements suédois de Stockholm et Södertälje (Gustafsson et al., 2018). Il est cependant probable que ce paramètre soit dépendant de l'usage des pièces échantillonnées, des conditions climatiques et météorologiques du lieu échantillonné, ainsi que de la granulométrie de la poussière.

#### 3.2.2.2 Matière organique/inorganique

La poussière est constituée de matières inorganiques et organiques dans des proportions variables (Butte et Heinzow, 2002). Butte et Walker (1994, dans Morawska et Salthammer, 2003) ont évalué

---

<sup>3</sup> Fraction définie par un diamètre aérodynamique médian (en masse) de 3,73 µm

la teneur en matière organique, par mesure de la perte au feu, de 420 échantillons de poussière issus de sacs d'aspirateur préalablement tamisés à 63 µm. Ils montrent que la teneur en matière organique peut varier de moins de 5 % à plus de 95 %, la gamme de valeurs la plus fréquente étant comprise entre 51 et 60 %.

La proportion de matières organiques et inorganiques dans la poussière est dépendante de la typologie du lieu échantillonné et de la fraction granulométrique considérée (Morawska et Salthammer, 2003).

Les observations et analyses au microscope électronique à balayage (MEB) permettent d'étudier la répartition des fractions organique et minérale au sein des échantillons de poussière. Ainsi, à titre d'illustration, Yang et al. (2016) observent, dans la poussière de logements chinois, la présence de particules minérales de forme variable (issues des sols ou d'activité de construction), de particules organiques telles que des particules carbonées (résidus de combustion) ou des éléments biologiques (fragments de pollens ou spores), ainsi que de micro-agrégats minéraux, organiques ou organo-minéraux.

### 3.2.3 Caractéristiques physiques de la poussière

#### 3.2.3.1 Granulométrie

La diversité de la poussière dans sa composition entraîne également une diversité importante au niveau de la répartition des particules dans les différentes fractions de taille. Or, la taille est un paramètre important à prendre en considération lorsque l'on cherche à caractériser l'exposition aux substances chimiques présentes dans la poussière. En effet, celle-ci peut impacter :

- Les concentrations des substances chimiques de la poussière (Lewis et al., 1999 ; Cao et al., 2013) - voir paragraphe 3.3 ;
- Les voies d'exposition par lesquelles la population peut être exposée (Mercier et al., 2011) - voir chapitre 4 ;
- La biodisponibilité des substances chimiques (Liu et al., 2018 ; Rui-Wen et al., 2018) - voir chapitre 6.

Dans la plupart des études de la composition physico-chimique de la poussière, seule une fraction tamisée de celle-ci est étudiée. Cette fraction varie selon les études, d'une taille inférieure à 4 µm à 2 mm, et certaines études n'ont parfois recours à aucun tamisage. Ces différences rendent difficile la comparaison des niveaux de concentration en substances chimiques entre études (Mandin, 2015).

Dans le tableau suivant sont présentées différentes déterminations granulométriques ainsi que la répartition des particules au sein de la poussière en fonction de ces dernières retrouvées dans la bibliographie (Tableau 2) :

Tableau 2 : Variations des fractions granulométriques et répartition massique en fonction de ces dernières dans la poussière

Études / Lieu	Fractions étudiées et répartitions des particules											
Hee et al., (1985) Poussière intérieure d'habitation	< 44 µm		44 - 149 µm			149 - 177 µm	177 - 246 µm	246 - 392 µm	392 - 833 µm	-		
	18 %		58 %			4,5 %	2,7 %	6,1 %	11 %	-		
Seifert (1998) Cinq échantillons tamisés à 2 mm de poussière d'habitation	< 30 µm			30 - 63 µm		-						
	0,3 à 24 %			6 à 35 %		-						
Lewis et al., (1999) 25 logements de classe moyenne en milieu suburbain non industriel et non agricole situés en Caroline du Nord	< 4 µm	4 - 25 µm		25 - 53 µm	53 - 106 µm	106 - 150 µm	150 - 250 µm		250 - 500 µm	500 µm - 2 mm		
	0,7 %	20 %		7,1 %	22,7 %	10,4 %	12,7%		13,1 %	13,3 %		
Molhave et al., (2000) Poussière mélangée de sept bâtiments de bureau	< 3 µm	3 - 6 µm	6 - 10 µm	10 - 25 µm	25 - 50 µm	50 - 125 µm		>125 µm				
	< 0,1 %	0,1 %	0,4 %	6,3 %	12 %	41 %		40 %				
Bute et Heinzow (2002) Résidences en Allemagne	< 63 µm					63 - 125 µm	125 - 250 µm		250 - 500 µm	500 µm - 1 mm	1 - 2 mm	> 2 mm
	15 %					8 %	10 %		9 %	5 %	3 %	47 %
Morawska et Salthammer (2003) 11 échantillons de poussière dans des aspirateurs commerciaux	< 63 µm					63 µm - 2 mm						
	9,5 - 35,5 %					12,8 - 76,4 %						

Morawska et Salthammer (2003) concluent notamment qu'il n'existe pas de distribution type des fractions de taille de poussière dans les environnements intérieurs.

En plus de la variabilité de la distribution des fractions granulométriques de poussière selon les études, Edwards et al. (1998) constatent également une variabilité saisonnière de cette distribution. En été, les auteurs relèvent une augmentation du nombre de particules d'un diamètre supérieur à 5 µm. En hiver, au contraire, ils constatent une augmentation du nombre de particules d'un diamètre inférieur à 2,5 µm. Cette variation s'explique par des mécanismes de pénétration des particules atmosphériques extérieures dans l'air intérieur différents en été et en hiver mais également par le type d'appareils de chauffage. Par exemple, le niveau le plus important rapporté dans l'étude a été mesuré dans une pièce à proximité du feu de cheminée. Plus de détails sur la question des transferts de pollution de l'extérieur vers l'intérieur des bâtiments sont disponibles dans un avis et rapport d'expertise collective de l'Anses (Anses 2019a).

La distribution de taille des particules constitutives de la poussière est également influencée par :

- Leur origine : par exemple, les particules issues de l'extérieur ont tendance à avoir une taille supérieure à 200 µm (Rui-Wen et al., 2018) ;
- La méthode de collection : par exemple, dans une étude de prélèvement passif, 99 % des particules déposées ont un diamètre inférieur à 50 µm (Edwards et al., 1998) tandis que des prélèvements par aspiration peuvent, selon l'aspirateur utilisé, ne pas retenir, et donc sous-estimer les fractions les plus fines de la poussière.

### 3.2.3.2 Contenu en fibres

Lioy et al. (2002) indiquent que la poussière dans les logements américains comporte des éléments fibreux et non fibreux en proportion variable. Une étude (« communication personnelle » de J. Lepow citée par Lioy et al., 2002) menée dans 10 logements de sept villes des États-Unis montre en effet que le contenu en éléments fibreux dans la poussière de ces logements varie de 9 à 89 %. Le contenu en fibres de la poussière présente une variabilité inter-logements et intra-logements. Certaines tendances sont cependant mises en évidence : les cuisines présentent souvent des contenus en fibres faibles et les logements avec des niveaux de fibres élevés sont ceux accueillant des animaux de compagnie. Lioy et al. (2002) ne fournissent pas d'indication sur la nature des fibres mises en évidence dans les logements américains.

Plus récemment, Dris et al. (2017) se sont intéressés à la nature des fibres présentes dans la poussière des environnements intérieurs. Bien que présentant une représentativité faible (trois lieux échantillonnés en région parisienne), cette étude montre que 67 % des fibres analysées sont constituées de matériaux naturels, principalement de coton (ou d'autres fibres cellulosiques), d'acétate de cellulose et dans une moindre mesure de laine. Les 33 % restants sont des fibres plastiques issues de la pétrochimie. Parmi celles-ci, le polypropylène, contenu dans de nombreuses sources résidentielles tels que les tapis, canapés, fauteuils, etc., est prédominant, bien que des fibres polyamides, des copolymères de polypropylène et de polyéthylène soient également détectés.

### 3.2.4 Composition biologique de la poussière

Comme indiqué au paragraphe 3.2.1, la poussière contient différents types de micro-organismes de taille variable, en général entre 0,02 et 0,3 µm pour les virus, entre 0,5 et 10 µm pour les bactéries, entre 0,5 et 30 µm pour les moisissures, entre 10 et 100 µm pour les pollens et de l'ordre de 10 µm pour les acariens (Morawska et Salthammer, 2003).

La concentration habituelle de bactéries cultivables dans la poussière des habitations varie de 10 à  $2.10^7$  UFC.g<sup>-1</sup>, en unité formant colonie (UFC)<sup>4</sup> ; pour les moisissures, la concentration peut varier de quelques centaines à quelques dizaines de millions, avec une concentration moyenne entre  $10^4$  et  $10^5$  UFC.g<sup>-1</sup> (Rintala et al., 2012, dans Gustafsson et al., 2018).

Le Tableau 3 présente les résultats d'analyses de la poussière collectée par aspiration dans sept bureaux danois, mélangée, homogénéisée, puis tamisée (2,5 x 2,5 mm - Mesh 8) (Molhave et al., 2000, dans Morawska et Salthammer, 2003). Ces résultats sont considérés comme représentatifs de la composition de la poussière typique des bureaux danois.

**Tableau 3 : Extrait des résultats d'analyses de poussière collectée dans des bureaux danois (Molhave et al., 2000 cité dans Morawska et Salthammer, 2003)**

Variable	Quantité	Unité
Microorganismes viables	130 000 +/-20 000	UFC.g <sup>-1</sup>
Spores totales	71 000 +/- 10 000	UFC.g <sup>-1</sup>
Endotoxines	1,45	ng.g <sup>-1</sup>
Allergènes d'acariens	159	ng.g <sup>-1</sup>
Allergènes de chien	746	ng.g <sup>-1</sup>
Allergènes de chat	330	ng.g <sup>-1</sup>

En ce qui concerne les bactéries, la poussière des logements contient essentiellement des bactéries Gram positif et des bactéries associées à la peau. Les bactéries les plus abondantes sont de *Actinobacteria*, principalement des *Corynebacterium* et des Firmicutes, principalement *Staphylococcus* et *Lactococcus* (Guenoune, 2017).

En ce qui concerne les moisissures, les genres isolés le plus communément dans la poussière sont *Penicillium*, *Aspergillus* et *Cladosporium* (Rintala et al., 2012 ; Nilsson et al., 2004, dans Gustafsson et al., 2018). Cette information est confirmée en France par les résultats de la campagne d'échantillonnage et de caractérisation de la poussière effectuée dans 150 logements bretons par Dallongeville et al., (2017). Les auteurs ont en effet montré la présence de *Cladosporium* et *Penicillium* dans respectivement 92 et 80 % des logements investigués, ainsi que d'*Aspergillus* dans 49 % et d'*Alternaria* dans 14 % des logements (cf. Tableau 4).

<sup>4</sup> UFC : Unité de dénombrement des microorganismes cultivables ou revivifiables en culture.

**Tableau 4 : Caractérisation des moisissures dans la poussière déposée sur le sol (tapis ou sol lisse) des logements (chambre à coucher) français (Dallongeville et al., 2017)**

	<i>Alternaria</i>	<i>Aspergillus</i>	<i>Cladosporium</i>	<i>Penicillium</i>	Moisissures totales
Nombre d'échantillons valides	133	133	133	133	133
Pourcentage de détection	14	49	92	80	100
Minimum (UFC.g <sup>-1</sup> de poussière)	0	0	0	0	1000
Médiane (UFC.g <sup>-1</sup> de poussière)	0	0	40.10 <sup>3</sup>	20.10 <sup>3</sup>	120.10 <sup>3</sup>
Moyenne (UFC.g <sup>-1</sup> de poussière)	2 992	43 120	79 459	63 699	235 970
Maximum (UFC.g <sup>-1</sup> de poussière)	10.10 <sup>4</sup>	34.10 <sup>5</sup>	68.10 <sup>4</sup>	96.10 <sup>4</sup>	38.10 <sup>5</sup>

Par ailleurs, comme indiqué au paragraphe 3.2.1, la poussière comporte également d'autres éléments d'origine biologique, parmi lesquels des fragments de plantes, feuilles ou aiguilles, des cheveux ou des poils, des squames de peau. Les pellicules et fragments de peau pourraient être des constituants importants de la fraction la plus fine de la poussière. En effet, Gustafsson et al. (2018) identifient que la signature spectrale d'une fraction spécifique<sup>5</sup> de la poussière des logements suédois (Stockholm et Södertälje), par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier, correspond à la signature spectrale de la peau, avec notamment les pics caractéristiques de protéines (dont la kératine) et de lipides.

### 3.2.5 Facteurs d'influence de la composition de la poussière

La composition de la poussière diffère selon la pièce des logements (cuisine, salle de bain, chambre), principalement en raison des spécificités des sources et activités associées à chaque type de pièce. Cependant, Liroy et al. (2002) notent que la plupart des composants de la poussière sont retrouvés dans chaque type de pièce : ces similarités de composition, pour les particules inférieures à 75 µm, concernent notamment la présence de résidus de nourriture, cheveux/poils, composants synthétiques, particules de sol, amidon, fragments végétaux, squames, fragments d'insectes et pollens.

La quantité et la composition de la poussière varient de manière importante en fonction de facteurs saisonniers, de facteurs environnementaux, tels que le voisinage du bâtiment, les échanges d'air avec l'extérieur, l'âge du bâtiment, les matériaux de construction et leur état, la quantité de meubles et de tapis ainsi que leur conservation, les systèmes de ventilation et de chauffage, ainsi qu'en fonction des habitudes des occupants (ménage, activités pratiquées) (Butte et Heinzow, 2002).

De plus, la composition de la poussière montre également de grandes tendances (Morawska et Salthammer, 2003), avec l'évolution de certaines pratiques (tabagisme, chauffage au bois, etc.), mais aussi l'utilisation de nouveaux matériaux dans les environnements intérieurs, l'évolution des pollutions de l'environnement extérieur et des habitudes sociales de la population (modification des habitudes de cuisine, diversification des cosmétiques utilisés, tendance à la rénovation des

<sup>5</sup> Diamètre aérodynamique médian (en masse) de 3,73 µm

anciennes maisons, etc.). Morawska et Salthammer (2003) soulignent ainsi l'accroissement de la complexité de la composition des milieux intérieurs domestiques.

À noter que les facteurs d'influence des concentrations des substances chimiques dans la poussière sont présentés dans le paragraphe 3.3.3.

La poussière contient des particules minérales issues des sols extérieurs. Ainsi, à titre d'exemple, Yang et al. (2016) s'appuient sur le constat, établi par diffraction des rayons X, de la présence de minéraux majoritaires dans la poussière, cohérents avec ceux observés dans les sols environnants extérieurs pour conclure que les poussières minérales intérieures seraient majoritairement dérivées des sols extérieurs, aussi bien en contexte rural qu'urbain. Gustafsson et al. (2018) indiquent également que la majorité de la fraction minérale de la poussière est produite par des processus naturels ou artificiels se produisant en extérieur, tels que l'érosion ou les activités de concassage, et pénètre dans les bâtiments *via* leur ventilation, l'ouverture des portes et fenêtres et le passage des personnes.

Entre 1997 et 2008, plusieurs études se sont penchées sur la quantification de la contribution du sol extérieur à la poussière. L'analyse de ces données (Santé Canada, 2018) montre que les estimations de contributions de sols dans la poussière varient considérablement. À titre d'exemple, Oomen et Lijzen (2004, dans Santé Canada, 2018) et Van Holderbeke et al. (2008, dans Santé Canada, 2018) indiquent que la contribution du sol extérieur à la poussière varie selon les observations de 8 % à plus de 80 %.

### 3.3 Concentrations en substances chimiques dans la poussière

#### 3.3.1 Données de concentrations en substances chimiques

Le Karolinska Institutet (Larsson et Berglund, 2018) a réalisé une revue de la littérature sur les données de contamination en substances chimiques dans la poussière. Elle inclut les données collectées en Europe, en Amérique du Nord, en Australie et en Nouvelle-Zélande entre 2005 et 2017. Au total, 132 publications ont été retenues. Ces dernières documentent des concentrations mesurées dans de la poussière recueillie dans des logements, des écoles et des crèches.

Les familles de substances chimiques étudiées sont listées ci-dessous pour un total de près de 300 composés semi-volatils et non volatils<sup>6</sup> différents :

- Retardateurs de flammes bromés et phosphatés ;
- Phtalates et plastifiants hors phtalates ;
- Per- et poly-fluoroalkyles (PFAS) ;
- Bisphénols ;
- Parabènes ;
- Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ;
- Polychlorobiphényles (PCB) ;
- Dioxines et furanes ;

---

<sup>6</sup> Un composé est considéré comme semi-volatile si son point d'ébullition se situe entre (240 à 260°C) et (380 à 400°C) (NF ISO 16000-6, 2012) et comme non volatil si son point d'ébullition se situe au-delà de 380°C (Molhave et al., 1997).

- Pesticides ;
- Métaux et métalloïdes ;
- Muscs et autres fragrances.

À noter que le périmètre de cette revue exclut une part importante de la littérature disponible sur la poussière au niveau mondial, notamment la littérature produite en Asie. Cependant, du fait de la quantité d'informations recueillies, du périmètre géographique retenu pouvant s'apparenter à la situation française et de son caractère récent, seules les données issues de cette revue seront présentées dans ce rapport (voir Annexe 4).

### 3.3.2 Source des substances chimiques

Différentes études ont caractérisé les sources des principales familles de substances chimiques retrouvées dans la poussière. Celles-ci regroupent principalement les caractéristiques du bâtiment, la présence et l'utilisation de certains produits de consommation et les habitudes comportementales des occupants des logements.

La revue de Lucattini et al. (2018) propose ainsi un tableau croisant la présence de certaines familles de COSV et des classes de produits de consommation (« tapis, textiles et vêtements », « produits électroniques », « mobilier », « matériaux de construction et revêtement au sol », « produits d'entretien et de nettoyage » et « produits d'entretien corporel et cosmétiques »). Ce tableau a été complété, sur la base des informations disponibles dans plusieurs publications identifiées dans la littérature (Mitro et al., 2016 ; Blanchard et al., 2014 ; Canha et al., 2015 ; Oomen et al., 2008 ; Bi et al., 2015 ; Ibanez et al., 2010 ; Mercier et al., 2011 et Larsson et Berglund, 2018), en intégrant les éléments suivants :

- Familles :
  - Phtalates ;
  - Métaux et métalloïdes ;
- Sources :
  - Chauffage et cuisine ;
  - Sources extérieures.

Le Tableau 5 ainsi obtenu présente les sources pour les familles de substances chimiques retenues précédemment (voir paragraphe 3.3.1).

Tableau 5 : Principales sources des substances chimiques retrouvées dans la poussière (d'après Lucattini et al., 2018 complété)

Familles de substances chimiques	Sources							
	Tapis, textiles et vêtements	Produits électroniques	Mobilier	Matériaux de construction et revêtement au sol	Produits d'entretien et de nettoyage	Produit d'entretien corporel et cosmétiques	Chauffage et cuisine	Extérieur
Retardateurs de flammes	X	X	X	X	X			
PFAS	X	X	X	X	X	X		
PCB	X	X		X				X
HAP				X			X	X
Pesticides	X							X
Muscs					X	X		
Parabènes					X	X		
Phtalates		X	X	X	X			
Métaux/métalloïdes				X			X	X

### 3.3.3 Paramètres déterminant les concentrations en substances chimiques

Ce paragraphe propose une discussion des facteurs d'influence des concentrations en substances chimiques dans la poussière structurée selon quatre classes : la zone géographique, l'environnement extérieur, l'environnement intérieur et l'échantillonnage. L'influence de chaque facteur est systématiquement illustrée pour une (ou plusieurs) famille(s) de composés sur la base de données bibliographiques.

#### 3.3.3.1 Zone géographique

La région peut expliquer, pour certains composés, la concentration dans la poussière. Ainsi, par exemple, dans le cadre d'une revue bibliographique des concentrations en retardateurs de flamme dans la poussière en Europe, Amérique du Nord, Australie et Nouvelle-Zélande, Larsson et Berlund (2018) pointent pour certains PBDE des concentrations très supérieures en Amérique du Nord par rapport aux autres zones géographiques étudiées. En particulier, les concentrations médianes en BDE-47 mesurées dans les études effectuées en Amérique du Nord varient de 13 à 2300 ng.g<sup>-1</sup>, contre 0,6 à 126 ng.g<sup>-1</sup> en Europe. Cet écart s'explique par des concentrations de certains congénères (principalement le BDE-47, le BDE-99 et le BDE-100) dans les mélanges de penta-BDE commercialisés aux USA et au Canada plus élevées que dans ceux commercialisés en Europe (Fromme et al., 2016, dans Larsson et Berlund, 2018).

De même, pour les PCB, de manière générale, les concentrations médianes les plus élevées sont issues d'études effectuées en Amérique du Nord, alors que les niveaux de concentrations en Europe, Australie et Nouvelle-Zélande sont plus bas (Larsson et Berlund, 2018). Ce constat avait déjà été effectué dans une revue antérieure (Whitehead et al., 2011) et s'explique par une production plus importante de PCB en Amérique du Nord.

#### 3.3.3.2 Paramètres liés à l'environnement extérieur

Les paramètres propres à l'environnement extérieur qui influencent les concentrations en substances chimiques de la poussière ont notamment trait à :

- La saison (conditions climatiques et météorologiques) ;
- L'environnement local (rural/urbain) et aux activités anthropiques pratiquées dans cet environnement (activités industrielles, agricoles, trafic).

##### 3.3.3.2.1 *Saison*

La saison d'échantillonnage influence les concentrations de certaines substances chimiques dans la poussière.

Pour les composés semi-volatils provenant de l'environnement extérieur, l'importance de ce facteur d'influence résulte avant tout de la saisonnalité de certaines pratiques, par exemple le traitement saisonnier des cultures pour les pesticides utilisés en agriculture (Mandin, 2015), ou les émissions liées au chauffage des bâtiments en hiver pour les HAP (Boström et al., 2002, dans Larsson et Berlund, 2018 ; Mandin, 2015).

Pour les composés semi-volatils provenant de l'environnement intérieur, de manière générale, trois paramètres sont susceptibles de contribuer à une influence temporelle :

- L'utilisation saisonnière de produits contenant ces composés de l'environnement intérieur (insecticides, etc.) ;
- Les variations de température affectant, d'une part l'émission des composés par les matériaux sources, et d'autre part la répartition des composés entre les phases particulaire et gazeuse ;

- L'augmentation ou la diminution de la ventilation.

Cao et al. (2014) se sont intéressés à la variabilité dans le temps des concentrations en retardateurs de flamme dans la poussière de bureaux chinois. À partir des prélèvements réguliers de la poussière des sacs d'aspirateurs réalisés sur plusieurs mois, les auteurs mettent en évidence des variations de concentration en retardateurs de flamme d'un facteur allant de 2 à 10, démontrant ainsi que le choix de la période d'échantillonnage a une influence importante sur les niveaux de concentration mesurés. Alors que les niveaux de concentration en retardateurs de flamme bromés sont relativement stables quelle que soit la saison, il existe une influence de la saison sur les concentrations en retardateurs de flamme phosphorés : les concentrations mesurées en hiver sont supérieures à celles mesurées en automne, elles-mêmes supérieures à celles mesurées en été, avec des valeurs maximales à la fin de l'hiver / début du printemps. Les auteurs attribuent ce constat au fait que les composés phosphorés sont plus sensibles aux variations de températures par rapport aux composés bromés en raison de leur volatilité (pression de vapeur) plus élevée.

### 3.3.3.2 Activités anthropiques pratiquées dans le voisinage

L'étude des facteurs déterminants des concentrations de substances chimiques dans la poussière attribués en partie à des sources extérieures permet de mettre en évidence l'influence de l'environnement local (rural/urbain) et des activités pratiquées dans cet environnement (activités industrielles, agricoles). Un focus est réalisé sur les métaux lourds et les pesticides pour illustrer ces facteurs d'influence.

Pour les métaux lourds, sur la base d'une revue des données de concentrations dans la poussière disponibles dans la littérature (12 articles sélectionnés : Al-Rajhi et al., 1996 ; Tong et Lam, 2000 ; Tahir et al., 2007 ; Darus et al., 2012 ; Hassan, 2012 ; Kurt-Karakus, 2012 ; Popoola et al., 2012 ; Chen et al., 2014 ; Latif et al., 2014 ; Lu et al., 2014 ; Cao et al., 2015 ; Praveena et al., 2015), Tan et al. (2016) identifient des facteurs explicatifs des variations de concentration en métaux d'une étude à l'autre impliquant uniquement des sources extérieures. Ces facteurs concernent le type d'activités anthropiques pratiquées localement et leur localisation. Ainsi, les concentrations en plomb dans la poussière les plus élevées sont mesurées dans des zones urbaines concernées par un trafic automobile important ainsi qu'une croissance et une industrialisation rapide. Tan et al. (2016) soulignent que le trafic automobile dans des villes du Moyen-Orient et d'Asie (Arabie Saoudite, Égypte et Malaisie) est une source majeure de métaux lourds, et particulièrement de plomb, dans la poussière. De plus, les concentrations en métaux lourds sont plus élevées à proximité de zones industrielles. Les concentrations autour de ces zones industrielles seraient plus élevées lorsque des bâtiments de haute taille empêchent la dispersion atmosphérique et qu'une forte densité de population y contribue par des émissions automobiles plus intenses.

Pour les pesticides à usage agricole, des revues se sont intéressées aux facteurs influençant les niveaux de pesticides retrouvés dans la poussière (Aschan-Leygonie et al., 2015 ; Deziel et al., 2017). En se focalisant sur les sources anthropiques de pesticides, le principal facteur est le fait de résider à proximité d'une source émettrice de pesticides et notamment à proximité de zones agricoles. Aschan-Leygonie et al. (2015) concluent en effet que les études qui comparent les mesures réelles et les estimations de la présence des pesticides mettent bien en valeur l'effet discriminant de la distance aux sources d'émissions. De même, Deziel et al. (2017) montrent à partir de sept articles (Fenske et al., 2002 ; Golla et al., 2012 ; Gunier et al., 2011 ; Lu et al., 2000 ; McCauley et al., 2001 ; Simcox et al., 1995 ; Ward et al., 2006) que les concentrations de pesticides dans la poussière diminuent fortement et de manière non linéaire lorsque la distance à des champs agricoles traités augmente.

### 3.3.3.3 Paramètres liés à l'environnement intérieur

Les paramètres propres à l'environnement intérieur qui influencent les concentrations en substances chimiques de la poussière ont notamment trait :

- À la présence de matériaux dans l'environnement intérieur (matériaux de construction, d'ameublement, décorations et autres objets ou appareils) ;
- Aux pratiques d'entretien et de ménage des occupants des lieux ;
- Au nombre d'occupants.

#### 3.3.3.3.1 *Présence et proximité de produits contenant des substances chimiques dans l'environnement intérieur*

Plusieurs études se sont intéressées à la relation entre les concentrations en retardateurs de flamme dans la poussière et la présence de meubles et d'autres produits contenant ces substances dans l'environnement intérieur (Larsson et Berlund, 2018) :

- Meubles : des corrélations entre les concentrations en retardateurs de flamme bromés dans la poussière et celles dans les mousses utilisées pour le rembourrage des meubles ont été observées dans certaines études (Allen et al., 2008 ; Hammel et al., 2017, dans Larsson et Berlund, 2018 ; Bradman et al., 2014 ; de Wit et al., 2012 ; Larsson et al., 2018 ; Whitehead et al., 2015).
- Équipements pour la sieste dans les crèches : Larsson et al. (2018) en Suède et Brandsma et al. (2014) aux États-Unis montrent des concentrations en TDCIPP<sup>7</sup> supérieures dans les pièces des crèches où se trouvent des matelas en mousse. De plus, de Wit et al. (2012) montrent une relation entre la présence de matelas en mousse polyuréthane ou de coussins synthétiques et le niveau des concentrations en penta-BDE dans la poussière.
- Appareils électroniques : deux études suggèrent une relation entre les concentrations en retardateurs de flamme phosphorés dans la poussière et la présence d'appareils électroniques. L'une (Brandsma et al., 2014) montre des concentrations en TPHP<sup>8</sup> et TMPP<sup>9</sup> dans la poussière collectée sur les appareils électroniques supérieures à celle de la poussière collectée à proximité. L'autre (Larsson et al., 2018) montre des concentrations en TDCIPP et TPHP dans la poussière supérieures dans les pièces des crèches suédoises où des appareils électroniques sont présents. Concernant les PBDE, plusieurs études ne mettent pas en évidence d'association entre concentration en PBDE dans la poussière et la présence d'appareils électroniques dans l'environnement intérieur (Bradman et al., 2014 ; Kalachova et al., 2012 ; Larsson et al., 2018 ; Wu et al., 2007). Cependant, deux études montrent une relation entre les concentrations de certains composés dans la poussière (deca-BDE et le BDE-153) et, selon l'étude, soit la présence d'appareils électriques comportant du brome (Allen et al., 2008), soit le nombre d'appareils électroniques (de Wit et al., 2012).

#### 3.3.3.3.2 *Pratiques des occupants*

Les occupants peuvent par leurs habitudes influencer les concentrations dans les poussières, par exemple pour un retardateur de flamme et certains pesticides, comme illustré ci-dessous.

Le TBOEP<sup>10</sup> est le retardateur de flamme phosphoré le plus abondant dans la poussière (Larsson et Berlund, 2018). Plusieurs études montrent des concentrations en TBOEP au sein d'une même aire géographique nettement plus élevées dans les crèches et les écoles que dans les logements. Ce constat s'expliquerait par le fait que les crèches et écoles utilisent souvent des produits contenant

---

<sup>7</sup> TDCIPP = Tris(1,3-dichloroisopropyl) phosphate

<sup>8</sup> TPHP = Triphenyl phosphate

<sup>9</sup> TMPP = Tricresyl phosphate

<sup>10</sup> TBOEP : tri(2-butoxyethyl) phosphate

ce composé pour lustrer le sol (Bergh et al., 2011 ; Brommer et Harrad 2015 ; Langer et al., 2016 ; Mizouchi et al., 2015 ; Zhou et al., 2017, dans Larsson et Berlund, 2018).

Les pesticides retrouvés dans la poussière ne sont pas seulement issus de l'environnement extérieur. La poussière est également le réceptacle de pesticides utilisés directement à l'intérieur des bâtiments. C'est par exemple le cas de la perméthrine, du bendiocarb, du carbaryl, utilisés dans les maisons comme insecticides domestiques, traitement antiparasitaire des animaux ou bien encore comme biocide dans les produits ménagers, d'ameublement, etc. Une fois associés à la poussière, ces composés vont persister pendant de longues périodes, particulièrement si la poussière est prise dans des tapis/moquettes (Lewis et al., 1999).

### 3.3.3.4 Variabilité spatiale et granulométrie

#### 3.3.3.4.1 Type de surface

La poussière dans les environnements intérieurs se dépose sur le sol ainsi que sur toutes les autres surfaces intérieures, telles que les dessus de portes, les étagères, les commodes, les cadres, etc. Ces surfaces sont concernées par des fréquences de ménage différentes (i.e. accumulation de poussière plus ou moins importante), subissent de manière différente l'influence de la poussière extérieure (phénomène de tractage par les pieds des occupants) et connaissent des phénomènes de dépôt/remise en suspension spécifiques. En conséquence, selon la surface échantillonnée, la poussière sera différente en termes de nature et taille des particules, ainsi que de concentrations en substances chimiques (Mandin, 2015).

Le choix de la surface d'échantillonnage affecte donc les concentrations en substances chimiques obtenues.

Ainsi, par exemple, Xu et al. (2016, dans Larsson et Berlund, 2018) mesurent des concentrations de la plupart des retardateurs de flamme phosphorés plus élevées dans la poussière déposée sur les surfaces en hauteur que sur le sol. Ils supposent que cette différence de concentrations serait en relation avec des différences de la nature et la taille des particules constitutives de la poussière échantillonnée : alors que la poussière déposée au sol comporte plus de débris grossiers (par exemple, particule de sol, poils, sable), la poussière déposée sur les surfaces en hauteur contiendrait des particules plus fines, donc présentant une capacité de fixation des substances présentes dans l'environnement plus importante. Cependant, les concentrations dans la poussière au sol et sur les surfaces hautes au sein des mêmes logements restent significativement corrélées (Xu et al., 2016). Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par Björklund et al. (2012, dans Larsson et Berlund, 2018). Au contraire, Cequier et al. (2014, dans Larsson et Berlund, 2018) n'ont pas montré de différence entre les concentrations médianes en retardateurs de flamme dans la poussière échantillonnée sur les surfaces hautes et au sol.

Au-delà des différences entre poussière au sol et poussière sur les surfaces en hauteur, une variabilité des concentrations en substances chimiques peut également être constatée entre les différentes surfaces hautes échantillonnées. Cette variabilité peut s'expliquer par le fait que les surfaces échantillonnées elles-mêmes contiennent des substances chimiques (par exemple des phtalates) et que leur fréquence de ménage est variable (Mandin, 2015).

#### 3.3.3.4.2 Distribution granulométrique

La taille des poussières étudiées peut avoir un impact sur les concentrations en substance chimique. En effet, certains composés organiques ont tendance à s'accumuler préférentiellement dans les fractions inférieures à 63 µm du fait de l'augmentation de la surface spécifique des particules avec la diminution de leur taille pour une même masse (Johnson-Restrepo et Kannan, 2009 ; Cao et al., 2012). Les travaux de Liu et al. (2018) sont en accord avec cette tendance, une étude des différentes fractions de taille de poussière collectée dans divers environnements intérieurs met en évidence que la répartition des concentrations de HAP est corrélée avec la surface spécifique des particules. Ce résultat est cohérent avec l'étude de Lewis et al. (1999), qui relève que les concentrations massiques de HAP et de pesticides sont plus importantes dans les fractions inférieures à 4 µm.

Ces observations générales peuvent cependant varier selon les propriétés et l'origine des contaminants observés. En 2018, Rui-Wen et al. ont étudié la répartition des retardateurs de flamme dans les différentes fractions d'un échantillon identique à celui utilisé dans les travaux de Liu et al. (2018). Ils observent que pour certains composés, la distribution n'est plus uniquement liée à la surface spécifique et la concentration est plus importante dans les fractions plus grossières issues de l'érosion des matériaux.

Ces observations confirment que la distribution granulométrique de la poussière a un impact sur l'adsorption des substances chimiques. Un tamisage des fractions les plus grosses ou une perte de la poussière la plus fine lors du prélèvement peut donc avoir un impact sur les concentrations en substances chimiques retrouvées.

### 3.3.4 Possibilité de modélisation

Les paramètres d'influence sont nombreux, et il apparaît pour cette raison difficile de modéliser les concentrations dans la poussière. Cependant, des travaux se sont intéressés à la modélisation des COSV (Weschler et Nazaroff, 2010 ; Wei et al., 2016).

Ces publications permettent de comprendre et d'approcher la répartition des COSV dans les différentes phases de l'environnement intérieur. L'utilisation des relations établies pour prédire les concentrations dans les environnements intérieurs repose sur un certain nombre d'hypothèses et pourraient permettre d'obtenir des valeurs moyennes. Mais les auteurs soulignent que ces travaux exploratoires ne peuvent pas permettre de prédire les concentrations d'un composé entre la phase gazeuse et les poussières au sol à l'échelle d'un logement.

## 3.4 Empoussièrement

### 3.4.1 Données d'empoussièrement

Dans la littérature on retrouve principalement deux méthodes de quantification de l'empoussièrement : la charge surfacique exprimée en  $\text{g.m}^{-2}$  ou le taux de dépôt exprimé en  $\text{g.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$  ou  $\text{g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ .

Giovannangelo et al. (2007) dans l'étude AIRALLERG réalisée aux Pays-Bas, en Allemagne et en Suède, calculent une moyenne géométrique de l'empoussièrement de  $251,6 \text{ mg.m}^{-2}$  à partir de 114 échantillons prélevés sur le sol du salon de 58 habitations. Cette mesure en  $\text{mg.m}^{-2}$  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  $20 \text{ mg.m}^{-2}$  à  $3065 \text{ mg.m}^{-2}$  avec une médiane de  $97 \text{ mg.m}^{-2}$ .

La quantification de l'empoussièrement par le taux de dépôt en  $\text{g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$  ou en  $\text{g.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$  peut être utilisée pour comparer des études et/ou des environnements différents. Yang et al. (2016) présentent une revue de différentes études en Chine et aux États-Unis avec des taux de dépôt allant de  $0,05$  à  $554,4 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$  (revue de mesures actives par balayage, lingettes humides ou aspirateurs). Seifert et al., (2000), à partir d'une enquête environnementale en Allemagne (GerES II, mesures passives dans des béciers sur une durée de 1 an), retrouvent une médiane de dépôt de  $5,8 \text{ mg.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ . Une vitesse de dépôt bien inférieure qui peut s'expliquer par la différence des fractions de taille de poussière collectées par les méthodes passives ou actives.

### 3.4.2 Paramètres déterminant l'empoussièrement

Comme pour la composition de la poussière, le taux de dépôt, exprimé en  $\text{g.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$ , est influencé :

- Par l'environnement intérieur et le comportement des occupants : selon Meyer et al. (1999), la vitesse de dépôt est corrélée au nombre de personnes vivant dans un logement ; selon Lewis et al. (2017) le type de sol, l'humidité, l'empoussièrement, et les habitudes de nettoyage ont également un impact sur la remise en suspension de la poussière et donc sur les vitesses de dépôt ;
- Par l'environnement extérieur : Yang et al. (2016) constatent ainsi un taux d'empoussièrement plus importante en milieu rural ( $15,3 \pm 2,6 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ ) qu'en milieu urbain ( $1,7 \pm 0,8 \text{ g.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ ) et associent cette différence à l'étanchéité des bâtiments.

Edwards et al. (1998) mettent en évidence des effets saisonniers avec un taux de  $3,7 \pm 1,3 \text{ mg.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$  en été et de  $2,2 \pm 1,3 \text{ mg.m}^{-2}.\text{jour}^{-1}$  en hiver, différence encore une fois en lien avec les variations d'échanges d'air entre l'extérieur et l'intérieur dues aux différentes pratiques d'ouverture des portes/fenêtres selon la période.

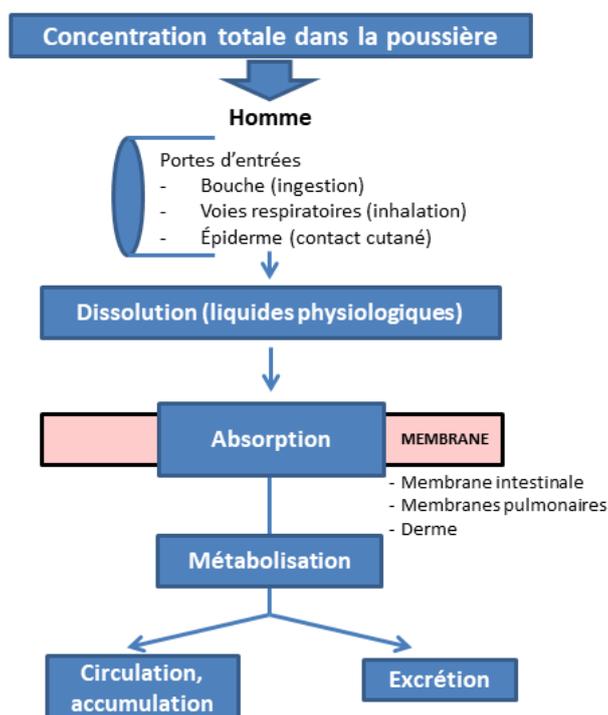
L'empoussièrement en  $\text{mg.m}^{-2}$  est influencé par la vitesse de dépôt et par la remise en suspension de la poussière, donc par conséquent par les mêmes facteurs qui influencent ces paramètres.

L'empoussièrement sera également très dépendant du type de surface (susceptible de retenir plus ou moins la poussière) et surtout du délai entre deux nettoyages de la surface étudiée.

## 4 Exposition *via* la poussière

### 4.1 Les poussières concourent à l'exposition humaine à certains composés chimiques

L'exposition humaine à la poussière sédimentée peut se faire par ingestion, notamment par un contact main-bouche, inhalation de la fraction remise en suspension, et pénétration cutanée par contact avec de la poussière déposée sur des surfaces (Morawska et Salthammer, 2003) (cf. Figure 1).

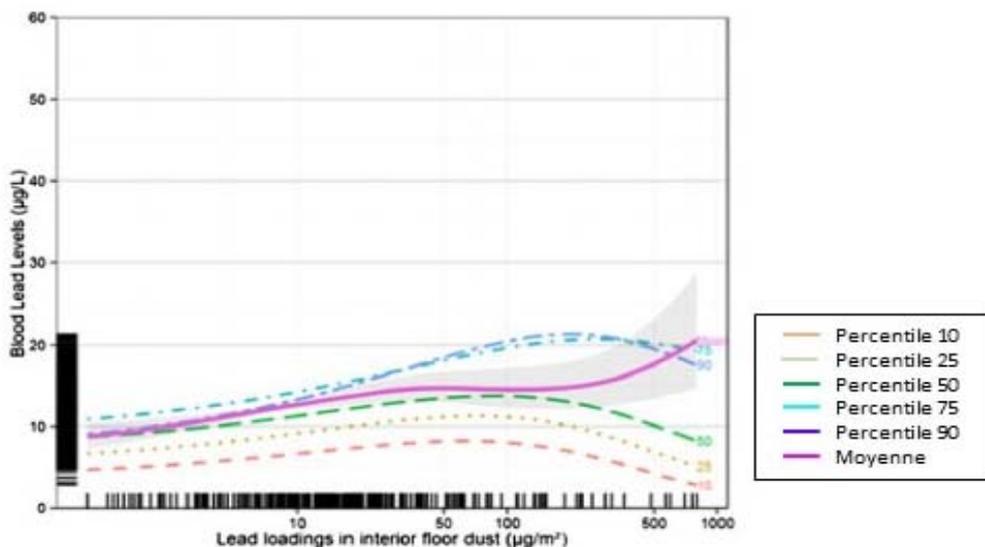


**Figure 1 : De la concentration de la substance chimique dans la poussière au passage dans l'organisme (modifiée d'après la norme NF EN ISO 17402)**

Cette exposition peut être mise en évidence par l'existence d'une corrélation, association, ou modèle empirique, entre la concentration d'un composé dans la poussière et sa concentration (ou celle d'un métabolite) dans le corps humain<sup>11</sup>. L'exposition peut également être estimée par l'application d'un jeu d'équations (modèle mécanistique) de dose.

Pour le plomb, très largement étudié, la contribution de la poussière déposée à l'exposition totale est très documentée avec de nombreuses études aux résultats cohérents. Ainsi, Lanphear et al. (1998) aux États-Unis, Levallois et al. (2013) au Québec et Etchevers et al. (2015) en France ont montré une corrélation significative entre teneur en plomb de la poussière déposée et plombémies des enfants.

<sup>11</sup> Il convient dans ce cas de s'assurer que la poussière est bien à l'origine de l'exposition et non pas un indicateur d'une autre contamination, de l'air par exemple.



**Figure 2 : Relation entre concentration surfacique en plomb dans les poussières déposées au sol du domicile et plombémie des enfants de 6 mois à 6 ans, France, 2008-2009 (d'après Etchevers et al., 2015)**

Une revue récente sur les composés chimiques dans la poussière déposée en environnement intérieur en Europe, en Amérique du Nord, en Australie et en Nouvelle-Zélande depuis 2005 tend à montrer que ce chemin d'exposition peut concerner d'autres composés (Larsson et Berglund, 2018). Elle recense notamment les corrélations entre teneurs en substances chimiques dans la poussière et les matrices biologiques, ainsi que la contribution de l'ingestion à l'exposition totale à la poussière (cf. tableau 6). Les auteurs montrent ainsi que l'ingestion de poussière peut être un fort contributeur de l'exposition totale à la poussière pour les retardateurs de flammes bromés, certains phtalates et HAP et le plomb. En revanche, l'existence d'une corrélation significative entre les teneurs dans la poussière et les matrices biologiques est restreinte à quelques retardateurs de flammes organophosphorés et au plomb (Larsson et Berglund, 2018).

**Tableau 6 : Contribution de l'ingestion de poussière à l'exposition totale à la poussière et corrélations entre concentrations en substances chimiques dans la poussière et matrices biologiques en Europe, Amérique du Nord, Australie et Nouvelle-Zélande entre 2005 et 2018 (d'après Larsson et Berglund, 2018)**

Substances chimiques ou familles de substances chimiques	Contribution relative de l'ingestion de poussière à l'exposition totale à la poussière <sup>a</sup>	Corrélations entre les concentrations en substances chimiques dans la poussière et matrices biologiques <sup>b</sup>
Retardateurs de flammes bromés et phosphatés règlementés	PBDEs, HBCDD, TBBPA	PBDE
Retardateurs de flammes bromés et phosphatés émergents	DBDPE, EH-TBB, BEH-TEBP, BTBPE, PBT, PBB	Aucune étude identifiée
Esters organophosphatés (OPE)	OPE	TPHP, TDCIPP
Paraffines chlorées	Paraffines chlorées	Aucune étude identifiée
Phtalates bien connus	DEHP, DINP	

Substances chimiques ou familles de substances chimiques	Contribution relative de l'ingestion de poussière à l'exposition totale à la poussière <sup>a</sup>	Corrélations entre les concentrations en substances chimiques dans la poussière et matrices biologiques <sup>b</sup>
	BBzP, DBP, DIBP	DEHP, BBzP, DBP, DIBP, DEP
	DEP, DMP	
Autres phtalates	Aucune étude identifiée	Aucune étude identifiée
Plastifiants non phtalates	Aucune étude identifiée	DINCH
Acides carboxyliques perfluorés et acides perfluorosulfoniques	PFOS, PFOA	PFOS, PFOA
	PFHxA, PFHpA, PFTeDA, PFNA, PFTrDA	Aucune étude identifiée
Autres PFAS	Aucune étude identifiée	Aucune étude identifiée
Bisphénol A	BPA	BPA
Autres bisphénols	Aucune étude identifiée	Aucune étude identifiée
Triclosan	Aucune étude identifiée	Aucune étude identifiée
Parabènes	Parabènes	Aucune étude identifiée
HAP	HAP cancérigènes	Aucune étude identifiée
	Autres HAP	
PCB	PCB	PCB
Dioxines et furanes	Aucune étude identifiée	Aucune étude identifiée
Pesticides	DDT	Pyréthroïdes
	HCH, organochlorés, organophosphatés	Chlorpyrifos, diazinon, DDE
Plomb	Plomb	Plomb
Cadmium	Aucune étude identifiée	Aucune étude identifiée

<sup>a</sup> : contribution élevée (vert) ; contribution moyenne (jaune) ; contribution faible (rouge)

<sup>b</sup> : corrélation fortement significative (vert) ; résultats contradictoires (jaune) ; aucune corrélation (rouge)

Plusieurs études ont été menées récemment 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 (Glorennec et al., 2016). Pour des insecticides de type pyréthrinoïdes, il semblerait que l'alimentation soit prépondérante, comme l'ont montré une modélisation pharmacocinétique sur une population adulte (Weiss et al., 2018) et une analyse des corrélations entre métabolites urinaires de ces composés chez des enfants avec l'alimentation et la teneur dans la poussière (Glorennec et al., 2017)<sup>12</sup>. Sur 32 COSV, Pelletier

<sup>12</sup> Une modélisation de l'exposition agrégée de la population française adulte à certains pyréthrinoïdes menée par l'Anses conclut également à une prépondérance de l'alimentation (Anses, 2019b).

et al. (2017) ont montré que l'ingestion de poussière représentait la majorité de l'exposition résidentielle (qui comprenait aussi l'inhalation et le contact avec la phase gazeuse de l'air dans les logements) pour trois phtalates et un PCB. Pour ceux-ci, l'exposition résidentielle pouvait représenter une exposition comparable à l'exposition alimentaire.

En résumé l'exposition *via* la poussière est très variable selon les composés chimiques. Elle peut être soit négligeable par rapport à d'autres expositions, soit importante voire majoritaire. Les résultats présentés ci-dessus proviennent d'études ne permettant pas, pour la plupart, de distinguer les différentes voies d'exposition à la poussière sédimentée, décrits plus précisément ci-après.

## 4.2 Les voies d'exposition à la poussière, leurs importances relatives et les processus physiologiques impliqués

### 4.2.1 L'ingestion

L'exposition par ingestion de poussière peut être non négligeable, notamment par les jeunes enfants. En effet, à partir de quatre mois, ils ont tendance à ramper sur la surface du sol, engendrant un contact cutané direct avec la poussière déposée et une plus grande proximité entre la bouche et le sol. De plus, ils portent régulièrement des objets à la bouche, qui peuvent être également recouverts de poussière. Plus tard, ils sont amenés, pour se redresser, à prendre appui sur les murs et les meubles notamment, engendrant également une contamination de la surface des mains avant d'être portées à la bouche. Ces phénomènes concernent également les adultes, dans des proportions moindres. Il s'agit probablement de la voie d'exposition la plus étudiée dans la littérature, notamment pour les COSV (Raffy, 2018).

L'ingestion et la digestion d'aliments, de sol ou de poussière, absorbés par inadvertance, passent par le tube digestif en suivant quatre principaux processus physiologiques (Boland, 2016) :

1. La mastication en bouche : la taille des particules est réduite et elles sont mélangées avec de la salive pour produire un bolus ;
2. Dans l'estomac, le bolus est soumis au processus gastrique qui consiste principalement en une hydrolyse acide et enzymatique ;
3. Dans l'intestin grêle, l'hydrolyse enzymatique et l'absorption des nutriments se poursuivent ;
4. Dans le côlon se produit le processus de fermentation et l'élimination de l'eau.

Les composés dissous passent majoritairement à travers les membranes de l'épithélium intestinal pour atteindre la circulation sanguine. Durant le passage à travers les membranes, une dégradation (i.e. métabolisation) peut se produire (Norme ISO/DIS 17924, 2016).

Le tractus gastro-intestinal est constitué de plusieurs compartiments où la poussière ingérée va subir une série de réactions (cf. Figure 3) dans lesquelles la composition du fluide, le pH et le temps de résidence varient selon les individus (adulte ou enfant) et l'ingestion ou non de nourriture (Oomen et al., 2002).

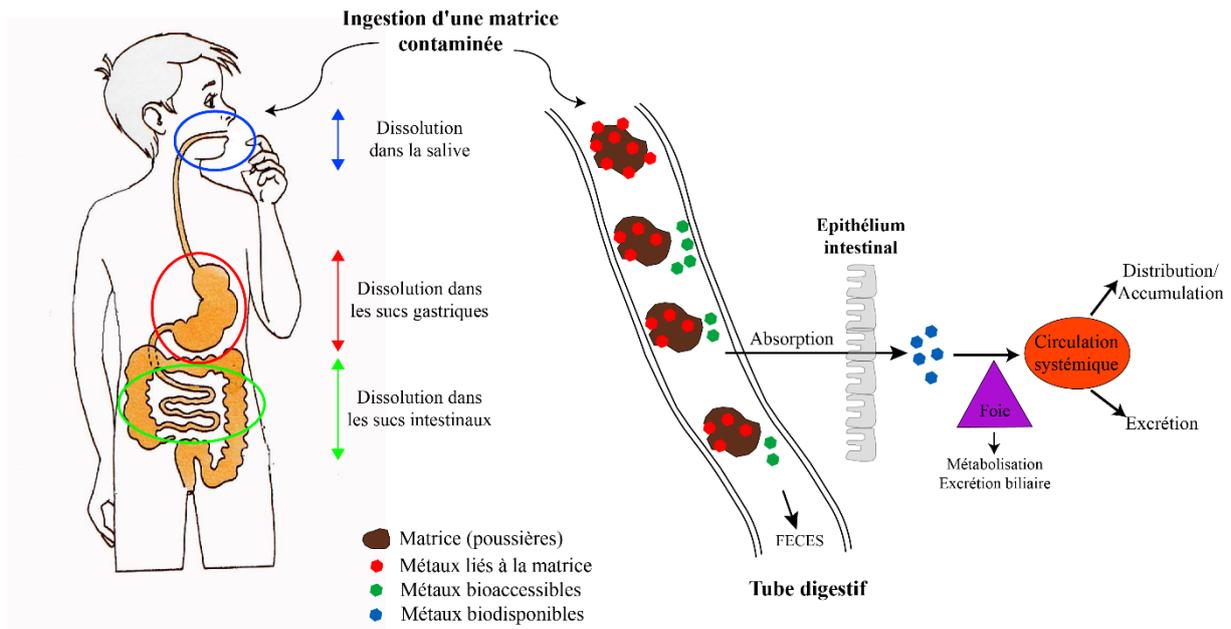


Figure 3 : Exposition à la poussière lors de l'ingestion (d'après Pelfrène, 2016)<sup>13</sup>

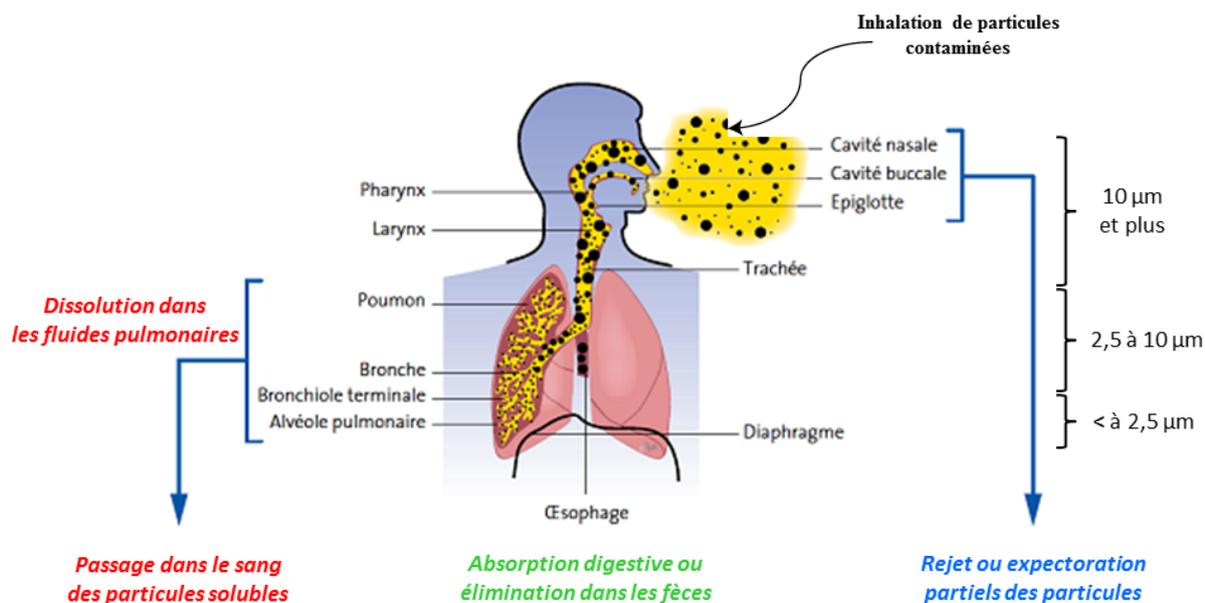
#### 4.2.2 L'inhalation

Suite à l'inhalation de particules de poussière remises en suspension, à des tailles et des pourcentages de présence dans la poussière différents (cf. paragraphe 3.2.3.1), plusieurs étapes vont conditionner la biodisponibilité des substances chimiques. L'appareil respiratoire se subdivise en trois parties principales que sont le nasopharynx (partie supérieure), le segment trachéo-bronchique et le segment pulmonaire (partie inférieure), comme illustré sur la figure 4. Le dépôt de la poussière dans les poumons dépend des propriétés physico-chimiques de la poussière inhalée (taille, forme, surface, caractère hygroscopique et hydrosoluble, composition chimique), ainsi que de l'anatomie de l'appareil respiratoire (Morawska et al., 2004). On distingue habituellement cinq mécanismes de dépôt (Witschger et Fabries, 2005) :

- La sédimentation liée à la gravité agissant sur les particules ;
- L'impaction inertielle caractérisée par le comportement des particules massives ;
- L'interception qui se produit lorsqu'une particule entre en contact avec une surface biologique ;
- La diffusion liée au mouvement aléatoire des particules très fines ;
- L'attraction électrostatique lorsque les particules sont chargées.

Les particules de taille supérieure à 10  $\mu\text{m}$  sont captées au niveau du segment nasopharyngien. Elles sont ensuite évacuées par mouchage, éternuements et expectoration ou bien dégluties puis ingérées. Les particules inférieures à 10  $\mu\text{m}$  sont retenues dans les bronches, tandis que celles inférieures à 1  $\mu\text{m}$  pénètrent jusqu'aux alvéoles pulmonaires de l'appareil respiratoire (Zhang et al., 2005).

<sup>13</sup> Pour les notions de bioaccessibilité et biodisponibilité, se rapporter au chapitre 6.



**Figure 4 : Exposition à la poussière lors de l'inhalation (d'après Pelfrène, 2016)**

L'organisme humain dispose de différents mécanismes de défense pour éliminer les corps étrangers indésirables (Kreyling et al., 2002 ; Oberdörster et al., 2002). Deux procédés sont impliqués : la translocation physique et la dissolution chimique pour les particules solubles. Par la translocation, les particules insolubles ou peu solubles déposées dans l'arbre pulmonaire sont éliminées du système respiratoire et transportées ailleurs dans l'organisme (e.g. vers le système digestif). Au niveau alvéolaire, les macrophages vont prendre en charge les particules insolubles par un mécanisme de phagocytose en vue de les digérer et les diriger vers le système mucociliaire pour leur élimination. La prise en charge souvent incomplète des particules par les macrophages peut conduire à leur accumulation ainsi qu'à une plus grande interaction avec les cellules épithéliales des alvéoles. La fraction soluble des particules peut atteindre les organes extra-pulmonaires *via* la circulation sanguine. Le devenir des particules inhalées dans le tractus respiratoire dépend donc de leur solubilité dans les fluides pulmonaires, i.e. les fluides extracellulaires et les fluides dans les macrophages alvéolaires. Les fluides pulmonaires extracellulaires sont des mélanges complexes de plusieurs composés :

- Des surfactants constitués d'environ 90 % de lipides (phospholipides) et de 10 % de protéines ;
- Du mucus, majoritairement aqueux (95 %) et contenant également des lipides (1 %), des glycoprotéines (mucines, 2 %), des protéines (1 %) et des sels inorganiques (1 %).

Dans les macrophages alvéolaires, les fluides lysosomaux sont caractérisés par de fortes concentrations en protéases, enzymes bactéricides (telles que lysozyme) et autres composés chimiques cytotoxiques (Brain, 1992).

Contrairement aux tests pour l'ingestion (cf. chapitre 6), il n'y a pas, à ce jour, de test *in vitro* normalisé visant à déterminer la bioaccessibilité pulmonaire. Les tests publiés pour les contaminants métalliques, allant de solutions simples à des fluides pulmonaires simulés (Mukhtar et Limbeck, 2013 ; Wiseman, 2015 ; Pelfrène et al., 2017) méritent d'être confortés. Ils sont en effet souvent élaborés à partir de matériaux modèles dont la granulométrie n'est pas toujours représentative des particules inhalées. Un des verrous majeurs, en plus de la validation du test, est la méthode de prélèvement en amont qui doit permettre de recueillir suffisamment de matériau.

### 4.2.3 Le contact cutané

Suite au contact dermique avec la poussière, plusieurs étapes vont conditionner la pénétration des substances chimiques véhiculées par la poussière jusqu'au système sanguin humain. Les processus identifiés sont :

- L'adhérence des particules de poussière à la surface de la peau ;
- La libération des substances chimiques à la surface de la peau (fraction bioaccessible) ;
- La pénétration des substances chimiques dans la peau et vers le système sanguin.

Pour l'adhérence, toutes les poussières ne vont pas être considérées dans l'exposition cutanée, puisqu'uniquement une fraction de la poussière a une capacité à adhérer à la peau. La taille des particules de poussière qui collent à la peau est variable selon la littérature mais la fraction la plus souvent considérée est inférieure à 150 µm (Ruby et al., 2016).

À la surface de la peau, la poussière est en contact avec un film liquide qui est un mélange de sébum et sueur. La sueur est de l'eau contenant un mélange d'électrolytes, d'acides organiques, d'acides aminés, de vitamines ou de substances azotées. Elle est sécrétée par le corps humain pour réguler la température. Le sébum est un liquide huileux et clair qui contient un mélange de squalène, du cérumen, des triglycérides, des acides gras libres et plusieurs formes de cholestérol. Il est sécrété par les glandes sébacées et forme une pellicule fine de protection contre l'assèchement (Pawar et al., 2016). Ce mélange de sueur et de sébum est appelé SSFL (Human skin surface film liquid) et a la capacité d'extraire une fraction des substances chimiques adsorbées dans la poussière. Il est fait référence à la fraction bioaccessible et donc disponible pour absorption ultérieure par la peau (Zeng et al., 2019). Le caractère organique du sébum va jouer un rôle important dans l'extraction des composés organiques de la poussière. L'usage de cosmétiques en surface de la peau peut avoir un impact important sur la composition du SSFL et modifier la bioaccessibilité de certains composés (Pawar et al., 2016).

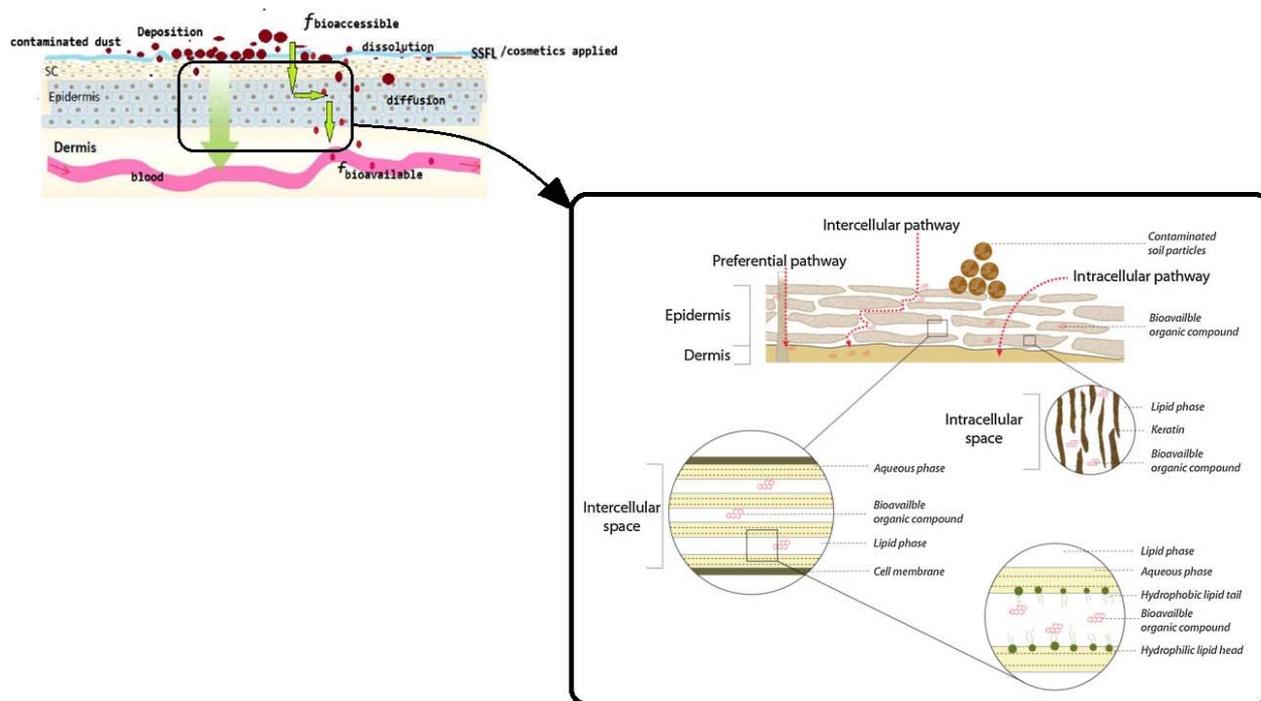
Plusieurs méthodes *in vitro* ont été développées et utilisées pour évaluer la bioaccessibilité des métaux (Stefaniak et al., 2014 ; Duling et al. 2012), des pesticides, des retardateurs de flamme (Ertl et Butte, 2012 ; Pawar et al., 2016) et des phtalates (Ertl et Butte, 2012; Pawar et al., 2016 ; Zeng et al. 2019) dans la poussière.

La fraction biodisponible sera la fraction qui va réellement pénétrer la peau et atteindre le système circulatoire sanguin. Les mécanismes de pénétration cutanée d'une substance chimiqu présente dans ou sur une poussière sont complexes. Une fois la barrière cutanée franchie, la substance chimiqu peut se diffuser dans les couches de l'épiderme, atteindre les zones plus profondes de la peau et être potentiellement absorbé par les capillaires sanguins pour rejoindre la circulation sanguine *via* le derme.

Il existe différentes voies de passage transcutané permettant aux substances chimiques d'atteindre le derme :

- Une voie intracellulaire (diffusion passive de cellule en cellule) principalement réservée aux molécules hydrophiles qui vont se fixer sur les sites protéiques ;
- Une voie intercellulaire empruntée principalement par les substances lipophiles ;
- Une voie de passage où les particules lipophiles peuvent pénétrer dans les follicules pileux.

La figure 5 ci-dessous présente les différentes voies de passage transcutané.



**Figure 5 : Exposition à la poussière par pénétration cutanée (d'après Beriro et al., 2016 et Pawar et al., 2017)**

#### 4.2.4 L'importance relative des voies d'exposition

Très peu d'études prennent en compte la pénétration cutanée comme voie d'exposition à la poussière, et portent principalement sur les composés organiques. La modélisation de cette voie est souvent réalisée par des jeux d'équations permettant d'estimer la dose (modèles mécanistiques). Les travaux de Bekö et al., (2013), Guo et Kannan (2011) et Wormuth et al., (2006), réalisés sur les phtalates, montrent que cette voie est minoritaire en comparaison aux voies d'ingestion et d'inhalation. Tay et al., (2018) modélisent l'exposition cutanée *via* une méthode indirecte (contact à la poussière sédimentée) et une méthode directe (lingettes sur les mains) aux retardateurs de flamme et montrent que les calculs d'exposition sont comparables. D'autres études ont utilisé un facteur d'absorption (Trudel et al., 2011) pour les retardateurs de flamme bromés ou un modèle PBPK sur les pyréthriinoïdes (Darney et al., 2018).

Ainsi, toutes ces études mettent en évidence que cette voie d'exposition est a priori minoritaire pour la poussière, mais elles sont peu nombreuses. Des travaux sont actuellement en cours sur des modèles *in vitro* « Human skin equivalent (HSE) » permettant d'évaluer le passage transcutané de manière générale (Abdallah et al., 2015) et permettront de mieux approcher l'exposition à la poussière par la voie cutanée.

Peu de publications ont été identifiées sur la modélisation de l'exposition par inhalation de poussières déposées puis remises en suspension. Dans la majorité des études, des modèles mécanistiques sont utilisés et prennent en compte à la fois l'ingestion et l'inhalation (Weiss et al., 2018 ; Zhu et al., 2019 sur les phtalates). Dans les travaux de Fulk et al. (2017), des calculs de doses ont été réalisés pour examiner les voies d'exposition au manganèse chez les enfants et comparés à des mesures sur une matrice biologique (cheveux), et ce, en vue d'évaluer la contribution des poussières par rapport à l'inhalation. De manière générale, ces études mettent en évidence que la voie ingestion est majoritaire comparée à l'inhalation. Cependant, certains paramètres d'entrée dans les équations ne sont pas propres à la poussière mais sont issus de la matrice sol. C'est notamment le cas du facteur d'émission particulaire qui permet d'évaluer la concentration en substance chimique dans la poussière remise en suspension à partir des concentrations dans la poussière déposée (Zhu et al., 2019). Une étude sur des métaux

(Rasmussen et al., 2018) montre qu'une partie non négligeable de la poussière sédimentée peut être remise en suspension (environ 50 % en poids de particules inférieures à 10 µm). Cette étude indique qu'une partie des poussières inhalables peut être constituée de poussières ayant été déposées. Néanmoins, nous manquons, à ce jour, d'élément quantitatif pour estimer l'exposition par inhalation à la poussière déposée à partir des concentrations dans la poussière, et il paraît donc préférable d'estimer cette voie par des mesures dans l'air.

## 5 Prélèvements et analyses de la poussière

### 5.1 Le prélèvement de la poussière sédimentée

Le choix de la méthode de prélèvement est primordial pour l'interprétation des résultats qui en découleront. La méthode doit être adaptée à la démarche analytique prévue, en particulier pour la quantité de matière nécessaire. Le prélèvement est généralement effectué sur une surface réduite par rapport à la surface en contact avec la population d'intérêt ; en conséquence la surface échantillonnée doit être représentative de celle en contact avec la population.

La revue de Mercier et al. (2011) a servi de base à la description des méthodes de prélèvement de la poussière sédimentée. Elle est complétée par le guide de Santé Canada (2018) et les très nombreux articles parus sur le sujet non inclus dans ces revues consacrées à l'évaluation de l'exposition et des risques pour la santé humaine.

#### 5.1.1 Les méthodes

Les méthodes de prélèvement de particules sédimentées se répartissent en deux grandes catégories : les prélèvements passifs et les prélèvements actifs.

Les prélèvements passifs, moins documentés dans le cadre de l'évaluation de l'exposition aux substances chimiques, consistent en la récupération de poussière en suspension tombant naturellement dans des béciers ou coupelles, sur des plaques non-électrostatiques ou des papiers filtres dans des boîtes de Pétri, placés sur des surfaces planes pendant un temps donné (Rodriguez et al., 2018). Ces méthodes ne reflètent qu'une partie de l'exposition car elles ne considèrent que les dépôts atmosphériques.

Les méthodes actives sont de trois types : aspiration, essuyage, balayage.

La méthode la plus citée dans la littérature scientifique est l'aspiration à l'aide d'un aspirateur spécialisé ou d'un aspirateur du commerce, modifié ou non. L'US EPA a développé un modèle particulier, l'HVS3 (High volume small surface sampler), avec une méthode normalisée (ASTM 5438, 2017). Cet appareil permet de récupérer des poussières sédimentées à partir de 0,5 µm sur tout type de revêtements de sols. Le prix d'achat de cet appareil est cependant assez élevé. Une méthode moins onéreuse est l'utilisation d'un aspirateur du commerce muni d'un sac en papier standard ou de sac à porosité connue. Le prélèvement pour l'étude des composés organiques nécessitant le moins de contact possible entre les poussières et le corps (voir le tube) de l'aspirateur, le plus souvent en plastique, des têtes d'aspiration spéciales ont été développées. Enfin, dans certains cas, c'est directement le sac de l'aspirateur domestique<sup>14</sup> des résidents qui est prélevé. L'utilisation d'aspirateurs domestiques peut cependant poser quelques problèmes, car chaque type possède un design différent et des caractéristiques particulières de collecte et de rétention des particules (Santé Canada, 2018).

Le deuxième type de méthode est celui des lingettes, couramment utilisée pour la lutte contre les expositions au plomb<sup>15</sup>, humidifiées avec un solvant ou de l'eau sur des surfaces variant entre 0,09 et 0,1 m<sup>2</sup>. En France, cette méthode fait l'objet de la norme NF X 46-032 (NF X 46-032, 2008). De manière générale, la lingette ne peut cependant être utilisée que sur des surfaces dures et peu rugueuses et ne doit pas contenir des concentrations élevées en substances chimiques étudiées.

---

<sup>14</sup> Est considéré ici comme aspirateur domestique, un aspirateur pouvant être acheté par le grand public.

<sup>15</sup> 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

Enfin la troisième méthode est celle du balayage avec balayette et pelle, très peu onéreuse et très utilisée dans les études sur les métaux (Darus et al., 2012 ; Lu et al., 2014 ; Cao et al., 2015 ; Liu et al., 2016 ; Cheng et al., 2018 ; Othman et al., 2019). Cette méthode ne peut également être utilisée que sur sols peu rugueux (parquets, revêtements plastiques).

Les méthodes passives sont assez peu utilisées car elles nécessitent des temps de prélèvement assez long (plus d'une semaine) pour obtenir des quantités de poussière suffisantes. Si elles ne renseignent pas sur l'exposition totale, elles permettent d'individualiser les retombées atmosphériques directes et donc de caractériser une source. Elles sont très peu onéreuses.

La méthode de prélèvement avec lingette est également bon marché, rapide à mettre en œuvre, avec un moindre risque de contamination et permettant des prélèvements sur des surfaces mesurables. Elle permet également des prélèvements individualisés par pièce ou local. La méthode est notamment adaptée dans le cadre de campagnes de prélèvements de plusieurs dizaines de sites. Par contre, les quantités de poussières recueillies sont faibles (de l'ordre de 30 mg pour 0,1 m<sup>2</sup>) limitant de la sorte les analyses possibles en aval. D'autre part, il n'est pas possible d'obtenir la masse de poussières prélevées, empêchant ainsi la détermination de fractions massiques.

Balayage et aspiration sont les méthodes qui permettent la collecte de la plus grande quantité de matière. Le balayage ne permet pas la maîtrise du spectre granulométrique des poussières (perte possible de la fraction fine). L'aspiration est plus chère et plus longue à mettre en œuvre. Elle nécessite le nettoyage du système de prélèvement pour éviter les contaminations. D'autre part, les caractéristiques de l'aspirateur (nature des filtres ou des sacs, débit d'aspiration, perte de charge, etc.) peuvent influencer la granulométrie des poussières prélevées.

Plusieurs études ont essayé de comparer les différentes méthodes et de classer leur pertinence par rapport à l'objectif ciblé. L'étude de Lanphear et al. (1995) compare la méthode des lingettes avec deux méthodes d'aspiration : la méthode BRM (un aspirateur HVS3 modifié) et la méthode DVM (un échantillonneur d'air portable). La concentration et la charge en plomb sont comparées à la concentration en plomb prélevée dans le sang d'enfants. La méthode BRM montre des corrélations légèrement meilleures que les lingettes. Pour des raisons de facilité d'usage et de coût, la méthode des lingettes est conseillée par les auteurs. Sterling et al. (1999) testent quatre méthodes (trois aspirateurs et une lingette) en comparant les concentrations en plomb mesurées dans les prélèvements avec celles dans le sang des résidents. C'est la méthode HVS3 qui donne la meilleure corrélation avec les concentrations en plomb dans le sang, suivi par la méthode des lingettes. Dans la cadre d'une étude de l'OQAI sur les COSV (Raffy et al., 2011), la méthode d'aspiration (avec ou sans tête d'aspiration) a été comparée avec celle des lingettes. Les principaux résultats sont :

- La présence d'une tête d'aspiration semble diminuer la proportion de la fraction fine (< 100 µm) dans le prélèvement total par rapport à un prélèvement sans tête ;
- Les médianes des concentrations mesurées sont plus élevées pour les prélèvements par lingettes que pour les prélèvements par aspiration ;
- Du fait de la plus grande quantité de matière récoltée, plus de molécules sont détectables dans les prélèvements par aspiration.

Santé Canada (2018) a fait une étude comparative des avantages et inconvénients des méthodes par aspiration et par lingettes (le balayage est totalement ignoré) et, sans se prononcer formellement, recommande plutôt l'aspiration. Dans la littérature scientifique, c'est également la méthode la plus présente, suivie du balayage, car ces deux méthodes permettent d'obtenir les quantités de matière nécessaires pour une étude analytique complète.

Ainsi, chaque méthode présente des avantages et des inconvénients et doit être choisie en fonction des objectifs à atteindre et des méthodes analytiques disponibles en aval. Le tableau 7 ci-dessous présente de manière synthétique les caractéristiques des méthodes de prélèvement actives (par balayage, par essuyage avec une lingette et par aspiration avec soit un aspirateur domestique, soit

un aspirateur domestique modifié, soit un aspirateur spécialisé) ainsi que passive (cf. Annexe 5 pour une présentation plus détaillée de ces caractéristiques).

Tableau 7 : Caractéristiques des différentes techniques de prélèvement

	Lingette	Aspirateur dédié	Aspirateur domestique	Balayage	Prélèvement passif
Reconnaissance internationale	Organismes de réglementation pour le plomb	Organismes de réglementation en Europe et USA	Utilisé dans des études scientifiques	Utilisé dans des études scientifiques	Utilisées dans des études scientifiques
Substances chimiques	Métaux et certains COSV	Toutes substances	Toutes substances	Toutes substances	Métaux
Normalisation du protocole	Possible (existante pour le plomb)	Existante (pour le HVS3)	Impossible	Difficile	Possible
Détermination de la granulométrie	Non	Oui (pour le HVS3)	Non (pas sur les plus fines)	Non (pas sur les plus fines)	Non
Superficie échantillonnée	$\leq 1 \text{ m}^2$	Modulable	Modulable	Modulable	Pas concerné
Type de revêtement	Lisse, non poreux	Tous	Tous	Dur	Pas concerné
Unité de mesure	$\mu\text{g.m}^{-2}$	$\mu\text{g.g}^{-1}$ et $\mu\text{g.m}^{-2}$	$\mu\text{g.g}^{-1}$ et $\mu\text{g.m}^{-2}$	$\mu\text{g.g}^{-1}$ et $\mu\text{g.m}^{-2}$	$\mu\text{g.m}^{-2}\cdot\text{jour}^{-1}$
Résultat utilisable pour estimer une dose d'exposition	Difficile	Oui si surface de collecte connue	Oui si surface de collecte connue	Oui si surface de collecte connue	Oui si surface de collecte connue
Représentativité de la poussière accessible qui adhère aux mains	Forte	Oui après tamisage	Non	Oui modérément après tamisage	Non
Risque de contamination	Faible	Possible, nettoyage nécessaire	Peut être importante pour certains composés organiques	Faible	Faible
Difficulté et coût	Facile et peu coûteux	Plus long, coût variable	Facile et peu coûteux	Facile et peu coûteux	Facile et peu coûteux

### 5.1.2 Facteurs influençant le prélèvement

Plusieurs facteurs jouent sur les caractéristiques d'un prélèvement.

La superficie prélevée par rapport à la superficie totale avec laquelle les sujets sont en contact, de l'habitation, ou du local est un facteur important de la représentativité du prélèvement. La connaissance précise de la superficie prélevée est également nécessaire pour pouvoir calculer la charge surfacique ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ ), permettant d'estimer l'exposition des résidents. La méthode des lingettes permet une bonne mesure de ce paramètre. Par contre, la faible superficie prélevée (de l'ordre de  $0,1 \text{ m}^2$ ) rend discutable sa représentativité (1 % dans le cas d'une pièce de  $10 \text{ m}^2$ ), surtout sur des grandes pièces, sauf à multiplier les prélèvements. Balayage et aspiration ne présentent pas cet inconvénient car il est alors possible de traiter une superficie plus grande, voir la totalité de la superficie. La mesure de la superficie traitée est cependant rarement prise en compte lors de l'utilisation de ces méthodes (Bradmann et al., 2012 ; Beamer et al., 2016 ; Liu et al., 2016), en particulier quand le prélèvement est recueilli à partir du sac de l'aspirateur domestique.

La nature des superficies prélevées influence également le choix de la méthode. Si les trois méthodes peuvent être utilisées sur des sols durs, seule l'aspiration est vraiment possible dans le cas de moquettes ou tapis. Par contre, dans le cas de surface de meubles ou d'appui de fenêtre, la lingette est la plus appropriée. L'utilisation de la méthode par aspiration peut remettre en suspension certaines classes granulométriques de particules (5-10  $\mu\text{m}$  notamment, en particulier sur les sols durs), modifiant ainsi le spectre granulométrique du prélèvement (Lewis et al., 2018).

Outre le fait que suivant la saison, la nature et la quantité des poussières peuvent varier (chauffage, apports externes, activité, etc.), la fréquence des nettoyages et la durée de non-nettoyage avant le prélèvement sont des facteurs importants à maîtriser, surtout pour la détermination de la charge surfacique. Les résultats ne seront pas les mêmes si la pièce a été nettoyée la veille du prélèvement ou deux semaines avant. Santé Canada (2018) recommande un délai de sept jours, de même que Rasmussen et al. (2013) et Reis et al. (2015, 2018). Cette recommandation repose plus sur des contraintes techniques que sur la volonté d'être représentatif d'une exposition.

Un autre point fondamental est la taille des particules qui vont être analysées. Si dans le cas des lingettes, celles-ci sont généralement traitées totalement, sans prétraitement et donc sans sélection d'une classe granulométrique, dans le cas de l'aspiration ou du balayage, il y a quasiment toujours un tamisage sans broyage préalable<sup>16</sup> et une sélection d'une fraction granulométrique, généralement avant conservation. Le premier objectif est d'éliminer les parties grossières contenues dans la poussière telles que des fibres textiles, squames, poils, boutons, pièces plastiques, phanères, etc. Ensuite, le choix de la fraction granulométrique retenue va être très important car d'une part, l'hétérogénéité du matériau fait que la composition chimique varie avec la granulométrie et que d'autre part, l'adhérence aux doigts et donc la possibilité d'ingestion varie avec la taille des particules. Dans la plupart des études, la concentration en substances chimiques augmente lorsque la granulométrie diminue. Il en est de même pour la surface spécifique et donc la capacité d'adsorption des composés organiques. Cao et al. (2013) montrent que les concentrations en COSV sont plus élevées sur la fraction comprise entre 10 et 100  $\mu\text{m}$ . Si un consensus se dessine pour considérer qu'au-dessus de 250  $\mu\text{m}$ , l'adhésion des particules à la peau est faible, il n'y a pas d'accord sur une valeur optimale. De ce fait, les conditions et diamètres de tamisage sont extrêmement divers entre tous les travaux et généralement peu argumentés. La gamme des diamètres de tamisage fréquemment relevés dans la littérature varie de 60  $\mu\text{m}$  à 2 mm avec une majorité de valeurs entre 63  $\mu\text{m}$  et 250  $\mu\text{m}$ .

---

<sup>16</sup> Contrairement à ce qui se fait par exemple pour des analyses standard d'échantillons géologiques, il n'est pas fait mention, dans la littérature relative à l'évaluation de l'exposition, de broyage des poussières. Ce choix pourrait s'expliquer par le fait que la fraction granulométrique étudiée (< 250  $\mu\text{m}$ ) est relativement fine.

### 5.1.3 Transport et stockage

Une fois prélevée, la poussière doit être conservée en vue d'une quantification ultérieure en laboratoire. La conservation sera différente selon la nature de la substance chimique (inorganique ou organique).

#### 5.1.3.1 Composés inorganiques

Les composés inorganiques étant peu susceptibles de se dégrader, la poussière prélevée en vue d'analyses est généralement mis dans des sacs ou tubes plastiques, hermétiquement fermés et ramenés au laboratoire. Les échantillons y sont séchés à des températures allant jusqu'à 105°C (Cao et al., 2015 ; Hassan 2012 ; Beamer et al., 2016 ; Liu et al., 2016), tamisés et ensuite stockés à température ambiante (Reis et al., 2015), à 4°C (Liu et al., 2016) ou congelés (Bradman et al., 2012 ; Rasmussen et al., 2013 ; Yadav et al., 2019).

#### 5.1.3.2 Composés organiques

Immédiatement après l'étape de prélèvement, les échantillons doivent être conditionnés en vue de leur transport.

Si des conditions de transport adaptées ne sont pas mises en œuvre, il existe un risque de perte d'une partie des composés, notamment par volatilisation, par dégradation chimique ou par photodégradation (Allen et al., 2008a ; Stapleton et al., 2008 ; Weschler et al., 2008). Cependant, les conditions spécifiques au transport entre le lieu de prélèvement et le laboratoire d'analyses ne sont pas systématiquement fournies dans la littérature.

Ces conditions de transport sont le plus souvent des conditions compatibles avec les exigences et contraintes matérielles imposées par l'intervention. Les échantillons sont alors conservés dans des récipients hermétiques tels que des flacons en verre (Tue et al., 2013), parfois ambrés (Karlsou et al., 2007) pour éviter l'exposition aux ultra-violet de la lumière ambiante, et à des températures maîtrisées proches de 0°C dans des dispositifs fonctionnels et peu encombrants tels que des glacières avec bacs à glace, ou des réfrigérateurs de véhicule. Ainsi, pour des travaux portant sur la détermination des teneurs d'une cinquantaine de COSV présents sur des poussières d'habitations, Blanchard et al. (2014) font état d'un transport des échantillons dans des flacons en verre placés dans des glacières maintenues à 5°C. Ce type de conditions est souvent rencontré dans la littérature et semble adapté à une bonne conservation de la plupart des composés organiques sur des durées courtes de quelques heures à quelques jours (Strynar et Lindstrom, 2008 ; Fraser et al., 2013 ; Mercier et al., 2014). D'autres études de terrain appliquent des conditions de température encore plus basses (Abdallah et al., 2009 ; Al-Omran et Harrad, 2017), notamment s'il existe un risque de dégradation liée aux caractéristiques propres des composés ou si les conditions matérielles le justifient telles qu'une durée de transport longue ou une présence suspectée dans les échantillons d'éléments potentiellement réactifs (bactéries et autres constituants).

À l'inverse, des composés avérés stables peuvent être transportés avec un niveau de précaution moindre, par exemple à température ambiante ou dans des conditionnements ne stoppant pas les ultra-violet (Tue et al., 2013).

Pour les mêmes raisons que pour l'étape de transport, dès le retour au laboratoire, les échantillons de poussières recueillis dans les environnements intérieurs doivent être conservés de sorte qu'ils ne se dégradent pas. De plus, dans le cas de conservation sur de longues périodes de plusieurs mois, des risques de biodégradation peuvent s'ajouter. Les conditions de conservation sont généralement précisées dans les publications et sont très variables entre les études, tant au niveau des contenants de stockage avec des flacons en verre, souvent ambrés pour stopper les ultra-violet (Strynar et Lindstrom, 2008 ; Ramirez et al., 2011 ; Fraser et al., 2013 ; Mercier et al., 2014) ou des conteneurs plastiques hermétiques (Abdallah et al., 2009 ; Al-Omran et Harrad, 2017 ; Moschet et al., 2018), que des conditions environnementales telles que la température. Cependant, la température de conservation des échantillons la plus fréquemment rencontrée dans la littérature se

situé aux alentours de  $-20^{\circ}\text{C}$  (Karlson et al., 2007 ; Abdallah et al., 2009 ; Blanchard et al., 2014 ; Mercier et al., 2014 ; Al-Omran et Harrad, 2017). Une étude (Blanchard et al., 2014) portant sur l'influence des conditions de conservation de composés organiques présents sur des poussières intérieures reconstituées recommande justement une température de stockage de  $-18^{\circ}\text{C}$  à l'abri de la lumière pour des durées de conservation allant jusqu'à 36 mois. Cependant, cette température de conservation peut être la température ambiante, soit aux alentours de  $20^{\circ}\text{C}$ , pour la plupart des composés étudiés si la durée de conservation reste inférieure à deux mois (Strynar et Lindstrom, 2008 ; Fraser et al., 2013 ; Blanchard et al., 2013).

Dans de rares cas, préalablement à leur mise en conservation, les échantillons peuvent être stérilisés (Lewis et al., 1999 ; Strynar et Lindstrom, 2008), notamment par irradiation gamma, afin de prévenir toute biodégradation ou modification de la composition organique des poussières domestiques liée à l'activité microbienne (Korpi et al., 1997).

## 5.2 Procédures analytiques

### 5.2.1 Composés inorganiques

Les méthodes analytiques utilisées pour mesurer les concentrations en éléments métalliques sont le plus souvent des méthodes par voies humides, nécessitant donc au préalable une mise en solution, ou minéralisation, des prélèvements. Si ceux-ci ont été faits par lingette, c'est l'ensemble qui est minéralisé. Dans le cas d'utilisation de l'aspiration ou du balayage, c'est la fraction tamisée qui est mise en solution.

L'analyse par fluorescence X (XRF) est rarement utilisée (Lu et al., 2014) du fait des limites de détection assez élevées de cette méthode par rapport aux concentrations attendues. Une autre utilisation possible est celle de la fluorescence X portable permettant de faire des analyses rapides sur site et de repérer des zones plus contaminées que d'autres (Marcotte et al., 2017).

#### 5.2.1.1 Minéralisation

La minéralisation consiste en la mise en solution du prélèvement dans des acides.

La solution de base est en général de l'eau régale, mélange d'acide nitrique et d'acide chlorhydrique préconisée par la norme NF EN 16174 (AFNOR, 2012). Cette attaque se fait à chaud, soit en four micro-onde (Amarello et al., 2015 ; Reis et al., 2015 ; Marcotte et al., 2017), soit sur plaque chauffante (Darus et al., 2012). Mais toutes les variantes peuvent se rencontrer depuis l'utilisation d'acide nitrique seul (Beamer et al., 2016), jusqu'à des mélanges à quatre acides (Rasmussen et al., 2013). L'adjonction d'acide perchlorique  $\text{HClO}_4$  (Yoshinoga et al., 2014 ; Liu et al., 2016 ; Othman et al., 2019 ; Yadav et al., 2019) ou d'eau oxygénée  $\text{H}_2\text{O}_2$  (Callan et al., 2013 ; Zheng et al., 2013 ; Cheng et al., 2018 ; Keleprtzis et al., 2019) est très fréquente pour éliminer la matière organique présente. Dans le cas de phases réfractaires, de l'acide fluorhydrique HF est rajouté pour améliorer la minéralisation (Kurt-Karakus 2012 ; Rasmussen et al., 2013 ; Yoshinoga et al., 2014 ; Liu et al., 2016 ; Yadav et al., 2019). Les températures sont rarement indiquées et varient entre  $90$  et  $150^{\circ}\text{C}$ .

Une fois l'attaque terminée, les solutions sont filtrées puis stockées au froid, à l'abri de la lumière, ou bien congelées, en attente de l'analyse.

#### 5.2.1.2 Analyse

Les principales techniques analytiques utilisées pour mesurer les concentrations en éléments métalliques sont la spectrométrie d'absorption atomique (AAS), la torche à plasma couplée à un détecteur optique (ICP-OES) ou la spectrométrie de masse, l'ICP-MS. Même si l'ICP-MS permet d'atteindre des limites de détection bien plus basses que les deux autres, le principal critère de choix semble être la disponibilité ou non de la technique dans le laboratoire. L'ICP-MS, plus performante, tend cependant à se généraliser du fait de la baisse des coûts des machines.

Ponctuellement, pour des éléments particuliers, des techniques spécifiques peuvent être utilisées :

- Voltamétrie différentielle pour le platine (Amarello et al., 2015) ;
- Analyseur spécifique pour le mercure (Wang et al., 2013) ;
- Activation neutronique pour l'arsenic et le chrome (Rasmussen et al., 2013) ;
- Absorption atomique avec générateur d'hydrure pour l'arsenic (Yadav et al., 2019) ;
- IC-AFS (chromatographie ionique avec spectromètre à fluorescence atomique) pour l'arsenic (Liu et al., 2016).

## 5.2.2 Composés organiques

Dans le cas des composés organiques, le choix des méthodologies et des techniques analytiques dépend en grande partie des propriétés physico-chimiques des éléments dosés comme la température d'ébullition, la tension de vapeur, la polarité, la stabilité thermique, etc.

### 5.2.2.1 Extraction et purification

La première étape analytique consiste à procéder à l'extraction des composés organiques de la poussière.

Les principales techniques d'extraction de la matière organique répertoriées dans la littérature font appel à l'utilisation de solvants organiques adaptés aux composés ciblés : l'extraction par agitation mécanique (Bornehag et al., 2005 ; Hutter et al., 2006), l'extraction par ultra-sons (Strynar et Lindstrom, 2008 ; Fraser et al., 2013 ; Blanchard et al., 2013 ; Fan et al., 2014 ; Moschet et al., 2018), l'extraction Soxhlet (Karlsson et al., 2007), l'extraction par liquide pressurisé (Abdallah et al., 2009 ; Blanchard et al., 2014 ; Fromme et al., 2014 ; Mercier et al., 2014).

Les solvants utilisés sont choisis en fonction de leur pouvoir extractant vis-à-vis des composés ciblés sur une matrice spécifique. Ainsi, dans les travaux portant sur la poussière sédimentée, le dichlorométhane, l'hexane et l'acétone sont les solvants organiques les plus fréquemment rencontrés. Ceux-ci sont utilisés seuls ou en mélange pour l'extraction d'un grand nombre de familles chimiques telles que, les PBDE, les phtalates, les HAP, les pesticides, les PCB, les composés perfluorés (PFC), les OPE, etc. (Strynar et Lindstrom, 2008 ; Blanchard et al., 2013 ; Tue et al., 2013 ; Fan et al., 2014 ; Moschet et al., 2018). D'autres solvants sont parfois utilisés tels que le méthanol pour l'extraction de PFC (Strynar et Lindstrom, 2008 ; Fraser et al., 2013) et du BPA (Strynar et Lindstrom, 2008), l'isopropanol pour l'extraction de PFC (Fraser et al., 2013), le toluène pour l'extraction du DEHP (Becker et al., 2006), des PBDE et autres retardateurs de flammes bromés (Berger-Preiss et al., 2002 ; Leng et al., 2005 ; Karlsson et al., 2007), etc.

D'autres techniques moins utilisées sont toutefois citées dans la littérature telles que l'extraction assistée par micro-ondes (Regueiro et al., 2007 ; Tan et al., 2007), ou la thermo-désorption (Lagesson et al., 2000 ; Baroja et al., 2004 ; Ramirez et al., 2011 ; Mercier et al., 2012 ; Sonnette et al., 2017) qui ne nécessitent pas l'utilisation de solvant.

À l'issue de l'étape d'extraction, les échantillons subissent généralement une étape de purification afin d'éliminer les composés interférents, pouvant perturber l'analyse. La purification est souvent effectuée par traitement à l'aide de colonnes ou cartouches SPE contenant du gel de silice, souvent acidifiée (Tue et al., 2013 ; Karlsson et al., 2007 ; Abdallah et al., 2009), ou de polymères (Karlsson et al., 2007). La chromatographie par perméation de gel (GPC) peut parfois être utilisée pour effectuer des purifications par taille des molécules (Tan et al., 2007 ; Tue et al., 2013).

### 5.2.2.2 Analyse

Les méthodes et outils analytiques utilisés pour le traitement de la poussière intérieure sont généralement similaires à ceux utilisés pour d'autres matrices plus communément étudiées, telles

que les sédiments et autres matrices environnementales. Ainsi, l'étape de séparation des molécules extraites est effectuée soit par chromatographie en phase gazeuse (GC), soit par chromatographie en phase liquide (HPLC).

La première technique est davantage réservée aux composés les plus volatils (Garcia et al., 2007a ; Garcia-Jares, 2009 ; Mercier et al., 2012 ; Mercier et al., 2014). Certains composés plus lourds ou moins stables thermiquement peuvent également être analysés par GC après une étape de dérivation qui consiste à greffer un groupe fonctionnel sur ces derniers visant à les rendre plus volatils, moins polaires ou encore plus stables thermiquement, et ainsi plus adaptés à la chromatographie en phase gazeuse. Mais, d'une manière générale, les molécules les plus polaires, les plus lourdes ou les moins stables thermiquement sont préférentiellement séparées par chromatographie en phase liquide (Abdallah et al., 2009).

En couplage de ces deux techniques séparatives, le mode de détection le plus rencontré dans la littérature est la spectrométrie de masse (MS), particulièrement le quadropole, mais également la trappe à ions (Fan et al., 2014, Sonnette et al., 2017), la spectrométrie de masse haute résolution, ou encore le triple quadropole. En couplage avec la GC, le mode d'ionisation majoritairement utilisé est l'impact électronique (Tan et al., 2007 ; Ramirez et al., 2011 ; Mercier et al., 2014) sauf pour quelques familles chimiques, telles que les PBDE, les retardateurs de flammes bromés (Karlson et al., 2007) ou encore les OPE (Fan et al., 2014) pour lesquelles l'ionisation chimique est généralement préférée.

Concernant la chromatographie en phase liquide, le mode d'ionisation des molécules se répartit entre l'électrospray ESI, et dans une moindre mesure l'ionisation chimique à pression atmosphérique APCI et la photo-ionisation à pression atmosphérique APPI (Abdallah et al., 2009).

## 6 Bioaccessibilité et biodisponibilité orales

### 6.1 Notions de bioaccessibilité et biodisponibilité

#### 6.1.1 Définitions

Les notions de biodisponibilité et bioaccessibilité ne sont pas définies de manière uniforme dans la littérature et, utilisées dans des contextes variés, elles n'ont pas les mêmes significations. La biodisponibilité est spécifique d'un couple « cible/substance chimique » et est fonction de plusieurs paramètres tels que le temps d'exposition, le transfert de la substance chimique de la matrice vers les organismes, leur bioaccumulation, ainsi que leurs effets potentiels (NF EN ISO 17402, 2011). Dans ce chapitre, ces notions ont été clarifiées au regard du récepteur humain ; on parle alors de biodisponibilité et bioaccessibilité toxicologiques. Dans la suite du chapitre, de manière plus simplifiée, nous ne parlerons que de biodisponibilité ou bioaccessibilité. Les notions de biodisponibilité et bioaccessibilité ont été initialement établies pour la matrice sol et peuvent être appliquées sur d'autres matrices, notamment sur la poussière.

La fraction **bioaccessible** d'un composé dans une poussière est la quantité libérée dans un fluide biologique qui devient disponible pour l'absorption (ISO/TS 17924, 2007). On parle de bioaccessibilité orale pour définir la quantité libérée par la salive et les fluides gastro-intestinaux après ingestion de poussière ou de particules (Rostami et Juhasz, 2011). On parle de bioaccessibilité par inhalation concernant la fraction libérée par les fluides pulmonaires après inhalation de particules (Kastury et al., 2017). Enfin, on parle de bioaccessibilité cutanée concernant la fraction libérée par la sueur et le sébum après un contact cutané avec des poussières ou des particules (Pawar et al., 2016).

La **biodisponibilité** d'une molécule peut se définir comme la mesure de la cinétique et de la quantité de cette molécule (ou de ses métabolites) à atteindre une cible, un compartiment biologique défini (NF EN ISO 17402, 2011). Ce concept a été repris en nutrition et en sciences environnementales pour lesquelles la définition générale et simplifiée serait : la fraction biodisponible est définie comme la fraction qui a traversé au moins une membrane biologique et atteint la circulation systémique. Suivant la voie d'exposition, ces membranes sont majoritairement :

- La paroi intestinale pour la biodisponibilité orale (Rostami et Juhasz, 2011) ;
- La barrière pulmonaire pour la biodisponibilité pulmonaire (Kastury et al., 2017) ;
- La peau pour la biodisponibilité cutanée (Beriro et al., 2016).

Dans le cadre de l'évaluation des risques pour la santé humaine, sont distinguées les notions de bioaccessibilité/biodisponibilité absolues et relatives (Ruby et al., 1999).

La **bioaccessibilité absolue** est le ratio entre la quantité libérée dans les fluides digestifs et la quantité totale initialement présente dans la poussière. On parle de bioaccessibilité absolue car non déterminée par rapport à une référence. Elle peut prendre des valeurs allant de 0 à 100 %. Lorsqu'elle est égale à 0 %, aucune molécule de contaminant n'est dissoute dans les fluides (digestifs, pulmonaire ou sueur), tandis qu'une bioaccessibilité de 100 % indique que l'ensemble de la dose administrée est dissout. La fraction bioaccessible correspond à la quantité maximale d'une substance ingérée, inhalée ou en contact cutané disponible à l'absorption et susceptible d'engendrer un effet toxique.

$$\begin{aligned} & \text{bioaccessibilité absolue (\%)} \\ &= \frac{\text{quantité extraite de la matrice par les fluides (digestifs, pulmonaire ou sueur)}}{\text{quantité ingérée, inhalée ou par contact cutané}} \times 100 \end{aligned}$$

La **biodisponibilité absolue** est le ratio entre la quantité absorbée ayant atteint la circulation systémique et la quantité initialement présente dans la poussière, c'est-à-dire le ratio de la dose absorbée sur la dose administrée (Ruby et al., 1993 ; Basta et Gradwohl, 2000). Comme précédemment, on parle de biodisponibilité absolue car non déterminée par rapport à une référence. Tout comme la bioaccessibilité absolue, la biodisponibilité absolue peut prendre des valeurs allant de 0 à 100 %. Lorsqu'elle est égale à 0 %, aucune molécule de contaminant n'atteint la circulation systémique (i.e. aucun effet toxique n'est attendu au niveau des organes cibles), tandis qu'une biodisponibilité de 100 % signifie que l'ensemble de la dose administrée atteint la circulation sanguine.

$$\text{biodisponibilité absolue (\%)} = \frac{\text{quantité ayant atteint la circulation sanguine}}{\text{quantité ingérée, inhalée ou par contact cutané}} \times 100$$

On parle de **bioaccessibilité et biodisponibilité relatives** pour comparer l'extraction d'une substance présente sous deux formes/spéciations chimiques différentes (par exemple, le carbonate de plomb vs l'acétate de plomb), ou celle d'une même substance sous la même forme dans deux matrices différentes (la poussière comme matrice testée et une matrice de référence, comme par exemple la nourriture ou l'eau) (Ruby et al., 1993 ; Kelley et al., 2002 ; NRC, 2003).

$$B \text{ relative} = \frac{B_a \text{ absolue}}{B_b \text{ absolue}}$$

Avec :

B relative : la biodisponibilité ou bioaccessibilité relative ;

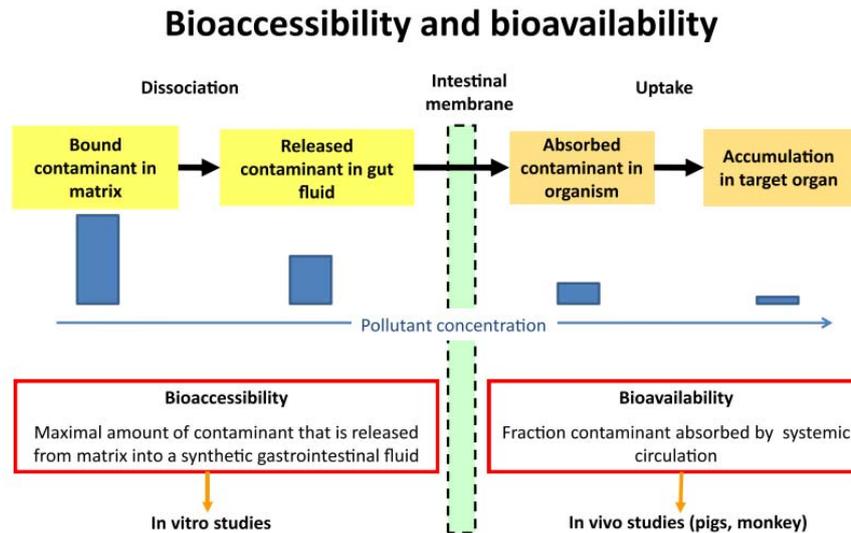
B<sub>a</sub> : la biodisponibilité ou bioaccessibilité dans la matrice a ou sous la spéciation a (matrice testée ou forme chimique testée) ;

B<sub>b</sub> : la biodisponibilité ou bioaccessibilité dans la matrice b ou la spéciation b (matrice ou forme chimique de référence).

La biodisponibilité est la notion la plus pertinente à connaître pour affiner la dose d'exposition et établir le lien entre contamination environnementale et exposition humaine. Cependant, la biodisponibilité est difficile à évaluer, principalement pour des raisons éthiques, puisqu'elle suppose, pour la poussière, une administration de la matrice contaminée et des mesures dans des matrices biologiques qui peuvent être invasives.

### 6.1.2 Relation entre bioaccessibilité orale et biodisponibilité orale

Au regard des définitions précédentes, il existe une relation entre les notions de bioaccessibilité et biodisponibilité (Figure 6).



**Figure 6 : Relation entre bioaccessibilité et biodisponibilité (d'après Collins et al., 2015)**

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

- La dissolution de la substance dans la salive, les sucs stomacaux et intestinaux (fraction bioaccessible) ;
- L'absorption à travers l'épithélium intestinal ;
- La métabolisation<sup>17</sup>.

Cette relation peut être décrite de la manière suivante :

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

Avec :

$F$  : fraction de la dose externe qui atteint la circulation sanguine = fraction biodisponible du contaminant (exprimée de 0 à 100 %) ;

$F_B$  : fraction de la dose externe libérée de la poussière = fraction bioaccessible (0 à 100 %) ;

$F_A$  : fraction de  $F_B$  transportée à travers l'épithélium intestinal (0 à 100 %) ;

$F_H$  : fraction de  $F_A$  ne subissant aucune métabolisation (0 à 100 %).

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

<sup>17</sup> Dans la formule de la biodisponibilité, la fraction non métabolisée  $F_H$  est prise en compte. De ce fait, il est nécessaire de connaître, notamment pour les polluants organiques, la part qui est métabolisée pour ensuite déterminer  $F_H$  qui correspond à  $F_A$  à laquelle on soustrait la fraction métabolisée.

## 6.2 Méthodes de mesure de la biodisponibilité et bioaccessibilité orales

La mesure de la biodisponibilité absolue ou relative suite à l'exposition à une matrice contaminée (poussière sédimentée ou sol) nécessite l'utilisation de tests sur des organismes vivants (i.e. tests *in vivo*).

Si quelques études ont été menées chez des adultes volontaires âgés de 21 à 40 ans (Maddaloni et al., 1998), ce type d'étude reste rare et pose des problèmes éthiques évidents. Les tests *in vivo* chez l'animal sont donc privilégiés et sont considérés comme appropriés. À ce jour peu d'études *in vivo* ont eu pour objet l'étude de la biodisponibilité des substances chimiques de la poussière. Les méthodologies suivantes sont reprises des études réalisées sur le sol.

### 6.2.1 Mesure de la biodisponibilité absolue

Le but de la méthode est de déterminer la fraction atteignant la circulation systémique (Kelley et al., 2002 ; Grøn et Andersen, 2003 ; US EPA, 2007b). Elle correspond à un rapport entre la dose d'exposition (dose ingérée ou externe) et la dose pénétrant l'organisme (dose absorbée). Une étude de la cinétique sanguine de la molécule est réalisée classiquement pour déterminer la biodisponibilité absolue : la concentration de la substance chimique dans le sang est mesurée au cours du temps. Il est ensuite calculé l'aire sous la courbe des concentrations en fonction du temps, cette aire étant proportionnelle à la quantité ayant atteint la circulation systémique. Pour s'affranchir de la constante de proportionnalité, elle est rapportée à une autre aire sous la courbe représentant la forme 100 % biodisponible de la molécule étudiée après l'injection directe de la molécule solubilisée dans le sang (en intra-veineux) (Kelley et al., 2002 ; OECD, 2010 ; US EPA, 2007b).

Ainsi l'étude de la biodisponibilité absolue reposera sur deux groupes distincts d'animaux : un exposé par la matrice d'intérêt suivant la voie d'exposition investiguée et l'autre par injection (OECD, 2010). Des prélèvements de sang sont collectés sur les animaux exposés à des temps définis puis analysés. Les temps de collecte doivent être particulièrement bien choisis car du fait des flux d'assimilation et de distribution l'apparition de la molécule dans le sang peut être très fugace rendant la valeur la biodisponibilité sensible à ces choix.

Cette méthodologie peut être employée pour calculer la biodisponibilité de molécules quelle que soit la voie d'exposition investiguée (orale, respiratoire, cutanée) mais peut requérir des conditions expérimentales très délétères pour les animaux (contention poussée en cages métaboliques).

De plus, cette méthodologie est extrêmement dépendante des niveaux de concentrations pouvant être retrouvés dans le sang, ces valeurs pouvant être en dessous de la limite de quantification analytique. En effet, certains éléments ou molécules comme le cadmium ou l'antimoine, ou les molécules extrêmement lipophiles (OCDD, BDE 209) ont de très faibles taux d'absorption et se trouvent donc en très faibles concentrations dans le sang, rendant ainsi leur quantification analytique difficile. Pour les composés organiques, ces limites de quantifications sont également dépendantes de la technique et des instruments analytiques employés et sont une limite importante à l'emploi de cette méthode.

Ces faibles concentrations poussent certains auteurs à surexposer les animaux au-delà des conditions d'exposition usuelles (50 mg de sol par souris pouvant correspondre (à ratio dose d'exposition / poids corporel correspondant) à une exposition de 30 g de sol par jour pour un enfant de 3 ans de 15 kg) (US EPA, 2011).

### 6.2.2 Mesure de la biodisponibilité relative

#### 6.2.2.1 La méthode par ratio de biodisponibilités absolues

La biodisponibilité relative a été définie initialement comme le rapport des biodisponibilités absolues d'un principe actif délivré sous deux formes différentes, l'une servant de référence (US EPA, 2007a, 2007b). L'évaluation de la biodisponibilité absolue requiert des expérimentations animales souvent

lourdes précisées en paragraphe 6.3.1. Cette méthode a été utilisée pour évaluer la biodisponibilité relative des composés organiques et inorganiques présents dans le sol (Casteel et al., 2006). Elle est, toutefois, extrêmement coûteuse en temps et en animaux du fait de la multiplicité des groupes nécessaires (deux fois deux groupes d'animaux).

### 6.2.2.2 La méthode par ratio de pente

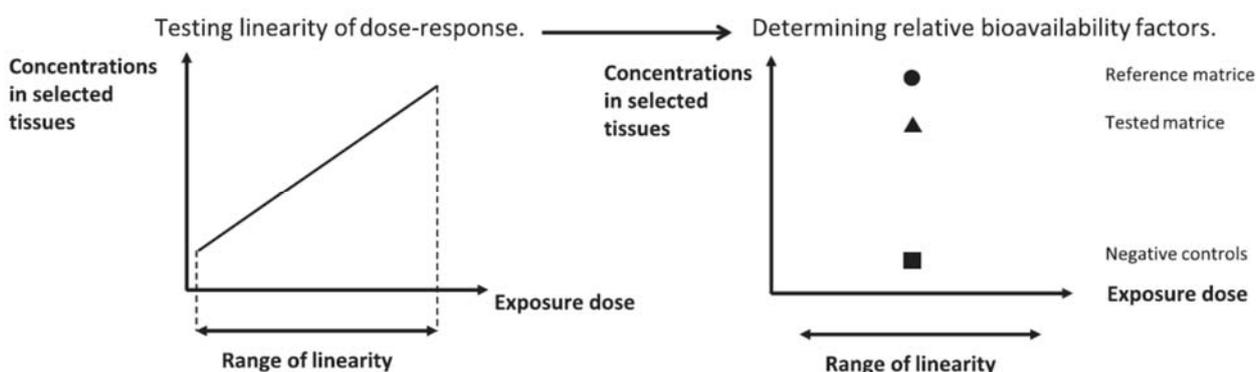
Afin de réduire la sensibilité de la méthode de mesure aux limites de quantification de la molécule dans le sang, une méthodologie alternative a été développée et est basée sur les concentrations des molécules retrouvées dans des organes ou dans les urines ou fèces (dans ce dernier cas, la fraction non biodisponible, postulée comme non absorbée, est évaluée). Cette méthodologie permet également une exposition répétée des animaux (plus proches des conditions d'exposition habituelles) limitant sa sensibilité aux limites de quantification.

Cette méthodologie fait le postulat que la concentration de ces molécules dans ces organes ou excréta est liée ou proportionnelle à la fraction biodisponible (ou non biodisponible dans le cas des fèces). Afin d'utiliser cette méthodologie, plusieurs groupes expérimentaux (un par couple matrice testée ou de référence - dose d'exposition) sont nécessaires. Les résultats sont présentés par matrice sous forme de courbe des concentrations retrouvées dans les organes d'intérêt en fonction des doses d'exposition. Une régression linéaire permet d'obtenir la pente de cette courbe pour les matrices testées et celle de référence. Similairement au ratio des aires sous la courbe, le rapport des pentes obtenues pour la ou les matrices testées par celle de la forme de référence permet de calculer la biodisponibilité relative. Formalisées en nutrition, deux conditions doivent être vérifiées (Littel et al., 1997 ; Bouveret, 2013 ; Fournier et al., 2012) :

- La courbe dose-réponse doit suivre un modèle linéaire ;
- Les ordonnées à l'origine des courbes dose-réponse fournies par le modèle ne doivent pas être significativement différentes les unes des autres.

### 6.2.2.3 La méthode par dose unique

Lorsque le domaine de linéarité de la réponse est bien établi, il est possible de simplifier le protocole expérimental en travaillant à une seule dose d'exposition (Figure 7). Ceci permet de diminuer le nombre d'organismes mis en expérimentation (éthique) et les coûts expérimentaux.



**Figure 7 : Passage d'un protocole basé sur un ratio de pente à une seule dose d'exposition (d'après Delannoy et al., 2014).**

La biodisponibilité relative est alors estimée par le rapport suivant :

$$\frac{\text{réponse de l'organisme exposé à la forme testée} - \text{réponse du témoin}}{\text{réponse de l'organisme exposé à la forme de référence} - \text{réponse du témoin}}$$

Dans le cas de substances chimiques pour lesquelles le bruit de fond est bas ou maîtrisable, la réponse du témoin n'est pas différente de 0, les termes de l'équation peuvent alors être simplifiés et la biodisponibilité relative peut être estimée par le simple ratio des réponses.

### 6.2.3 Modèles animaux employés

Des expériences ont été réalisées afin d'évaluer la fraction de la molécule qui atteint des organes spécifiques tels que les reins, le foie, les os, le sang, le tissu adipeux, le cerveau après administration par voie orale sur des mammifères tels que le rat (Freeman et al., 1992), le lapin (Ruby et al., 1993), le singe (Freeman et al., 1995) et le cochon (Schroder et al., 2004). Il est réalisé une administration par gavage ou ajout direct dans l'alimentation et *via* un vecteur adapté à la molécule étudiée (eau, huile, poussière, sol). Dans les domaines de l'évaluation des risques sanitaires liés à l'exposition de sols contaminés, de nombreuses études ont recours au modèle porcin pour étudier la biodisponibilité des substances chimiques dans le sol. Bien que des différences anatomiques du système digestif sont observées entre le porc et l'Homme, la physiologie de la digestion reste globalement semblable.

### 6.2.4 Mesure de la bioaccessibilité

#### 6.2.4.1 Processus général

Dans le cadre de l'évaluation de la biodisponibilité des substances chimiques dans les sols au regard d'une matrice de référence, de nombreux travaux ont montré que l'étape limitante est la bioaccessibilité, suivie de l'absorption. En effet, la dissolution du contaminant dans les solutions digestives est sensible aux changements de matrice et l'absorption peut s'en trouver affectée, notamment *via* des phénomènes de compétition entre les substances en présence pour le transport à travers l'épithélium intestinal (Grøn et Andersen, 2003 ; Grøn, 2005 ; Oomen et al., 2006). Dans cette optique, plusieurs groupes de recherche ont développé des tests de digestion *in vitro* permettant d'estimer la bioaccessibilité orale des substances chimiques d'une matrice. Ces tests ont, pour la plupart, été développés pour étudier la bioaccessibilité de contaminants inorganiques dans des sols et sont de plus en plus utilisés sur d'autres matrices (telles que la poussière, le sédiment et la nourriture) ainsi que sur les composés organiques. L'intérêt des modèles *in vitro* est de simuler les mécanismes et conditions physiologiques de la digestion humaine (Tableau 8), en particulier les réactions physico-chimiques intervenant au niveau du système gastro-intestinal.

**Tableau 8 : Caractéristiques gastro-intestinales chez l'enfant et chez l'adulte dans chaque compartiment (Pelfrène, 2016)**

Compartiments	Conditions	Enfant	Adulte
cavité buccale	pH	6,2 - 7,4	
	temps de résidence	quelques secondes à quelques minutes	
	composition	suc salivaire : amylase, mucus	
estomac	pH	1,0 à 4,0	à jeun 1,5 à 2,0
	temps de résidence	3,0 à 7,0	après ingestion de nourriture 3,0 à 7,0
	composition	2 à 4 h	1 à 4 h
intestin	pH	suc gastrique : HCl, pepsine, mucus, lipase, uréase	
	temps de résidence	duodénum : 4,0 - 5,5 jéjunum : 5,5 - 7,0 iléum : 7,0 - 7,5	
	composition	duodénum : 0,5 - 0,75 h jéjunum : 1,5 - 2 h iléum : 5 - 7 h	
		sucs intestinaux, pancréatique et biliaire : amylase, lipase, trypsine, maltase, lactase, saccharase, peptidase, bile	

Depuis les années 90, différents procédés de mesure de la bioaccessibilité sont décrits dans la littérature et peuvent être regroupés en trois catégories, à savoir les tests chimiques simples, les tests physiologiques simples et les tests physiologiques avec analogues gastro-intestinaux (Pelfrène, 2016).

- Les tests chimiques simples sont des procédés d'extraction acide et sont constitués d'une seule phase (la phase gastrique). Les protocoles n'utilisent que des réactifs chimiques inorganiques (principalement l'acide chlorhydrique) sans aucune mise en condition physiologique (pas de température à 37°C) ;
- Les tests physiologiques simples sont constitués d'une seule phase (généralement la phase gastrique) et utilisent peu de réactifs chimiques (notamment glycine, phosphate, acide chlorhydrique) mais une mise en condition physiologique est réalisée (température à 37°C) ;
- Les tests physiologiques avec analogues gastro-intestinaux sont constitués de plusieurs phases (salivaire, gastrique et/ou intestinale) et nécessitent un plus grand nombre de réactifs mais surtout des réactifs complexes correspondant à des analogues intestinaux (par exemple enzymes, sels biliaires).

Les modèles physiologiques vont de la digestion la plus simple à des modèles biochimiques très complexes. Ils diffèrent par la quantité de matrice introduite, la présence ou non d'un bol alimentaire, la prise en compte de la salive et du tractus intestinal en plus de l'estomac (certains tests prennent également en compte le colon), le temps de résidence dans chaque compartiment étudié, les composants des sécrétions gastriques et de la bile, le pH des solutions dans les différents compartiments, le type d'agitation afin de mimer le péristaltisme physiologique (rotation, va-et-vient, agitation de type péristaltique), la centrifugation ou la filtration des produits assimilés avant analyse. Ces tests permettent de déterminer la bioaccessibilité absolue des substances chimiques dans une matrice donnée. La bioaccessibilité relative peut ensuite être calculée en référence, par exemple, à un autre sol (témoin) ou une autre matrice (Schroder et al., 2004 ; Hagens et al., 2008).

Le tableau 9 présente les principaux tests de bioaccessibilité recensés dans la littérature.

Tableau 9 : Résumé des principaux tests de bioaccessibilité

Méthode	Type d'essais	Compartiments digestifs	Conditions sans / avec nourriture	pH	Ratio L/S	Temps de résidence	Éléments testés	Références
PBET	Statique	estomac intestin grêle	sans	2.5 7.0	100/1 100/1	1 h 3 h	As, Pb, HAP, PCB, phtalates	Ruby et al., 1993, 1996; Wang et al., 2013
RBALP (ou SBET)	Statique	estomac	sans	1.5	100/1	1 h	As, Cd, Pb	Medlin et al., 1997; Drexler et al., 1999
IVG	Statique	estomac intestin grêle	avec	1.8 5.5	150/1 150/1	1 h 1 h	As, HAP	Rodriguez and Basta, 1999; James et al. 2011
DIN	Statique	cavité orale estomac intestin grêle	avec	nd 2.0 7.5	15/1 50/1 100/1	0.5 h 2 h 6 h	As, Cd, Pb, Cr, Hg et contaminants organiques	Norme DIN 19738
RIVM	Statique	cavité orale estomac intestin grêle	sans	6.5 1.2 > 5.5	15/1 37.5/1 97.5/1	5 min 2 h 2 h	As, Cd, Pb	Sips et al., 1998; Oomen et al., 2000, 2002
UBM	Statique	cavité orale estomac intestin grêle	sans	6.5 1.2 5.8 - 6.8	15/1 37.5/1 97.5/1	10 sec 1 h 4 h	As, Cd, Pb	Norme ISO DIS 17924
FOREhST	Statique	cavité orale estomac intestin grêle	avec	6.5 1.6 6.0	15/1 45/1 90/1	5 min 2 h 2 h	HAP, retardateurs de flamme phosphatés	Cave et al., 2010; Quintana et al., 2016
SHIME	Statique	estomac	avec	2.0 à jeun et 4.0 avec nourriture	40/1	3 h	As, Cd, Pb	Molly et al., 1998; Laird et al., 2007
TIM	Dynamique	intestin grêle cavité orale estomac	avec	6.5 5.0 5.0 à 3.0	60/1 5/1 9.5/1	5 h 5 min 2 h	As, Cd, Pb	Minekus et al., 1995, 2014
US P	Statique	estomac	sans	6.5 - 6.8 - 7.2 1.0	45.5/1 1000/1	2 h	Pb, Cr, As, Cd, Ni	Hamel et al., 1998
MB&SR	Statique	cavité orale estomac intestin grêle	sans	6.4 1.4 6.5	160/1 2160/1 4160/1	5 sec 2 h 4 h	Pb, Cr, As, Cd	Hamel et al., 1999; Ellickson et al., 2001

PBET = physiologically based extraction test, RBALP = relative bioaccessibility leaching procedure, SBET = simplified bioaccessibility extraction test, IVG = *in vitro* gastrointestinal, DIN = Deutsches Institut für Normung, RIVM = National Institute for Public Health and the Environment in the Netherlands, UBM = Unified BARGE (Bioaccessibility Research Group of Europe) method, FOREhST = Fed Organic Estimation human Simulation Test, SHIME = Simulator of the human intestinal microbial ecosystem, TIM = TNO gastrointestinal model, US P = US Pharmacopoeia method, MB&SR = Mass balance & soil recapture method.

Plusieurs facteurs ont été identifiés comme ayant une influence dans le comportement des tests de bioaccessibilité (Oomen et al., 2002 ; Morrison et Gulson, 2007 ; US EPA, 2007). De manière générale :

- Il semblerait que le compartiment de la cavité buccale ait un faible effet sur la bioaccessibilité finale. Dans certains tests (DIN), cette étape est optionnelle ;
- Le pH est probablement le facteur qui a le plus d'influence sur le résultat final des contaminants métalliques (Oomen et al., 2002). Dans les différentes solutions, les valeurs de pH sont ajustées suivant les compartiments physiologiques de l'Homme. Dans la cavité buccale, le pH peut varier de 6,2 à 7,4 (Guyton et Hall, 1991 ; Kedjarune et al., 1997). Pour le compartiment stomacal, il est difficile de choisir un pH approprié car le pH gastrique varie d'un individu à l'autre (enfants : de 1,0 à 4,0 ; Anderson et al., 1999 - adultes : de 1,5 à 2,0 ; Charman et al., 1997) et dépend également de l'état nutritionnel. Après ingestion de nourriture, le pH gastrique augmente de 3,0 à 7,0 (Dressman et al., 1990 ; Charman et al., 1997). Il est également difficile de choisir une valeur de pH pour la solution intestinale, car celui-ci passe de 4,5 dans le duodénum à 7,5 dans l'iléum (Daugherty et Mrsny, 1999) ;
- Le choix du ratio L/S (liquide/solide) n'est pas un facteur important (Hamel et al., 1998). En considérant l'ensemble des tests présentés, le ratio L/S (liquide/solide) varie de 5/1 à 4160/1. Il est néanmoins préférable de travailler dans des conditions représentatives du système gastro-intestinal d'un enfant, soit un ratio 100/1 d'après Ruby et al. (1996) ;
- Il y a très peu d'informations dans la littérature concernant la sensibilité des tests vis-à-vis des temps de résidence. Ils sont en moyenne de 2 et 4,5 h respectivement dans l'estomac et l'intestin, ce qui correspond à la gamme de valeurs pour un enfant âgé de 2-3 ans (Ruby et al., 1996). Il semblerait néanmoins que ce paramètre ait un léger effet sur les valeurs de bioaccessibilité obtenues ;
- Certaines méthodes introduisent un bol alimentaire dans le mélange d'extraction pour évaluer son effet sur les mesures de bioaccessibilité. Du lait en poudre (Molly et al., 1993) ou de la nourriture sous forme de pâte (Rodriguez et Basta, 1999) ont été testés. Le choix et la quantité de nourriture introduite pourrait potentiellement avoir un effet significatif sur les mesures de bioaccessibilité, par exemple un changement de pH ou la formation d'un revêtement sur les particules de sol. D'un point de vue d'évaluation de risques, certains auteurs montrent que la présence de nourriture augmente la bioaccessibilité de certains éléments (Rodriguez et Basta, 1999 ; Oomen et al., 2002). La présence de nourriture augmente la capacité de complexation du chyme et ainsi la mobilisation des substances chimiques du sol (Oomen, 2000). Dans le cadre d'une évaluation des risques sanitaires, un choix doit être fait : soit les valeurs de bioaccessibilité sont déterminées en se plaçant dans le cas le plus défavorable (i.e. à jeun, pH gastrique faible), soit dans un cas plus réaliste (i.e. nourri ou semi-nourri, pH gastrique plus important).

#### 6.2.4.2 Spécificités propres aux composés organiques

Concernant les composés organiques, les données sont à l'heure actuelle beaucoup moins nombreuses mais des études très récentes visent à identifier les verrous expérimentaux à lever en vue d'augmenter les connaissances sur la bioaccessibilité ou biodisponibilité des composés organiques. Les tests utilisés sont en cours de développement, notamment sur les paramètres expérimentaux à appliquer et sur la validation de la représentativité physiologique de ces tests. Ils reposent sur des tests initialement développés sur la matrice sol pour les contaminants métalliques et peuvent être très sophistiquées (Ménard et al., 2014 ; Minekus et al., 1995) : un réacteur multi-chambres à cinq étages, un couplage en ligne entre un système physiologiquement pertinent et des extractions à base physiologique (test PBET), le simulateur de l'écosystème microbien intestinal humain (SHIME), la méthode de l'Institut national néerlandais pour la santé publique et l'environnement (RIVM), la Fed Test de simulation humaine d'estimation d'Organic (FOREhST), et la méthode gastro-intestinal *in vitro* (IVG ; James et al., 2011).

Parmi ces méthodes existantes, trois ont été utilisées pour mesurer la bioaccessibilité des COSV dans les poussières : PBET, FOREhST et DIN 19738. Ces méthodes reproduisent une partie ou la totalité des quatre processus intervenant dans la digestion humaine par des simulations *in vitro*.

Les spécificités de ces tests reposent sur :

- La simulation de l'action de la salive (tests DIN et FOREhST) (Starr et al., 2016 ; Ertl et Butte, 2012 ; Quintana et al., 2016). Dans cette phase salivaire, la solution est agitée jusqu'à 30 minutes à 37°C, mais ce premier processus est parfois considéré d'intérêt limité car le temps d'extraction, qui ne doit pas dépasser deux minutes à pH neutre pour être physiologiquement pertinent, n'a pas beaucoup d'impact sur la dissolution des COSV par rapport aux processus suivants (Collins et al., 2015 ; Dean et Ma, 2007 ; He et al., 2016 ; Kang et al., 2012 ; Wang et al., 2013 ; Fang et Stapleton, 2014; Abdallah et al., 2012) ;
- L'ajout dans le processus gastrique, pour la méthode PBET, de différents types de sels (malate de sodium et citrate trisodique) et d'acides (lactiques et acétiques), ou mucine (protéine responsable de la texture du gel) (Yu et al., 2011) ;
- La prise en compte de composants alimentaires (amidon, extrait de levure, caséine, pectine, xylane, arabinogalactane, etc.) pour simuler l'état d'alimentation (Fang et Stapleton, 2014 ; Kademoglou et al., 2018) ;
- La prise en compte du compartiment de l'intestin grêle. Sur le plan physiologique, cette phase revêt une importance particulière pour la bioaccessibilité organique en raison du long temps d'incubation et l'absorption des composés organiques à travers la paroi intestinale. Dans ce processus, la poussière est mise en contact avec le suc intestinal à un pH neutre (entre 6,5 et 8), après neutralisation ou séparation de la poussière du sac gastrique de l'étape précédente. Dans la plupart des modèles, la neutralisation se fait par l'ajout de bicarbonate qui est naturellement sécrété dans le corps humain pour neutraliser la sécrétion gastrique dans le lumen (Mudie et Amidon, 2010). Les solutions intestinales comprennent toujours de la pancréatine (un mélange d'enzymes digestives produites par le pancréas) et des sels biliaires (produits par le foie, destinés à la digestion des lipides et favorisant l'absorption dans l'intestin). Selon les méthodes, divers autres sels sont également ajoutés, mais également de l'urée, de l'albumine (Wragg et al., 2011), de la lipase (Fang et Stapleton, 2014) et des composants alimentaires (Fang et Stapleton, 2014 ; Kademoglou et al., 2018). À ce stade, certains auteurs ajoutent également un adsorbant pour capturer les composés au fur et à mesure qu'ils sont libérés dans les liquides digestifs, et simulent ainsi la dynamique du passage des composés à travers la paroi intestinale qui est plus favorable dans la libération des composés. Pour les composés organiques hydrophobes, la bile favorise leur solubilisation par la formation de micelles, et leur bioaccessibilité intestinale est souvent supérieure à celle de la phase gastrique (Kang et al., 2016 ; Pan et al., 2016) ;
- L'ajout du compartiment du gros intestin dans la méthode PBET (Abdallah et al., 2012 ; Fang et Stapleton, 2014 ; Kademoglou et al., 2018) pour continuer l'absorption des composés organiques. La prolongation du temps d'incubation et la présence de glucides dans le côlon pourraient augmenter la bioaccessibilité des composés organiques persistants (Abdallah et al., 2012), bien que cela n'ait pas toujours été confirmé (Zhang et al., 2015). La solution synthétique est à pH presque neutre et contient des sels, de la mucine, du chlorhydrate de cystéine), des sels biliaires, l'hémine et les aliments. Les solutions sont maintenues à 37°C pendant huit à 16 heures.

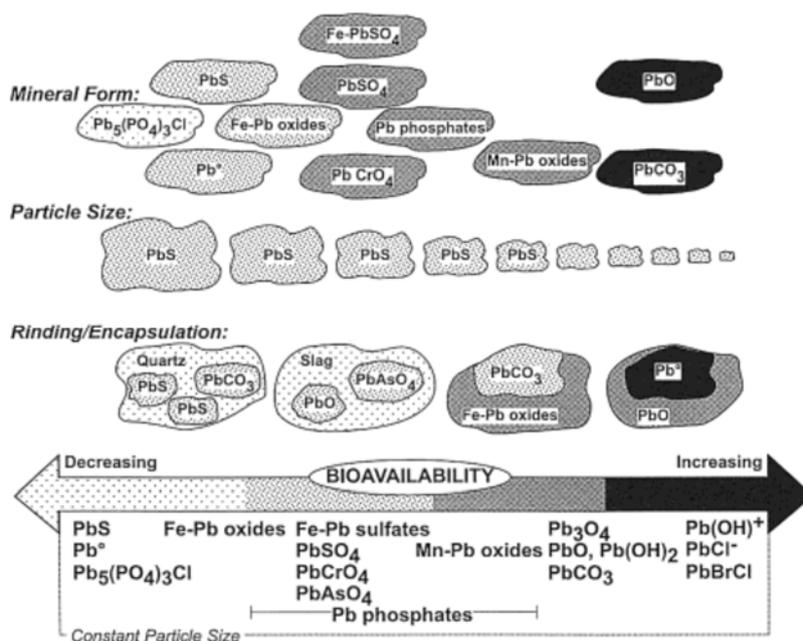
Au niveau des paramètres physiologiques, les auteurs cherchent toujours à produire des méthodes physiologiquement pertinentes. La température du corps humain, 37°C, est respectée par tous les auteurs. Les valeurs de pH, proches de 6,5 pour la salive, proche de la neutralité dans les compartiments de l'intestin grêle et du côlon, et acide (pH < 2,5) dans le milieu gastrique sont physiologiquement pertinents (Guerra et al., 2012). Le temps d'incubation dans les différents compartiments est aussi pertinent, à l'exception du compartiment de la bouche avec des temps

d'incubation longs allant jusqu'à 30 minutes. Tous les auteurs appliquent également des secousses à leur système pour simuler le mouvement de la digestion humaine.

Au niveau de l'activité microbienne, il existe aussi des méthodologies basées principalement sur l'activité microbienne, par exemple le simulateur SHIME (simulateur d'écosystème microbien intestinal humain). Il simule l'activité enzymatique et microbienne du tractus gastro-intestinal de l'estomac au côlon et a été utilisé principalement pour étudier les interactions entre nourriture et microbiote (Guerra et al., 2012). Siciliano et al. (2010) ont testé cette méthodologie SHIME sur des sols et ont montré que la bioaccessibilité des HAP dans les liquides digestifs n'était pas influencée par les effets microbiens, ce qui peut expliquer pourquoi SHIME n'a jamais été utilisée avec des échantillons de poussière.

### 6.3 Caractéristiques de la poussière influençant la bioaccessibilité et la biodisponibilité

La bioaccessibilité fluctue en fonction des caractéristiques de la poussière et de la substance chimique (spéciation des substances métalliques / caractéristiques physico-chimiques des molécules organiques). La majorité des études sont réalisées sur les terres et sur les polluants métalliques, et peuvent être extrapolées à la poussière. Ces études s'intéressent notamment au lien entre la bioaccessibilité d'une substance chimique et sa répartition entre les phases porteuses du sol. Ainsi, au sein de la fraction minérale, outre les caractéristiques chimiques des phases constitutives de la poussière, les principaux composés susceptibles de retenir les polluants, notamment métalliques, sont les argiles, les carbonates, les oxydes et hydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse (Bataillard, 2002 ; Brunel, 2005). Il a été montré qu'en fonction de la phase minéralogique à laquelle les éléments métalliques sont liés, l'absorption gastro-intestinale est différente (Davis et al., 1997 ; Ruby et al., 1999). Les mécanismes de digestion humaine, mettant en jeu des phénomènes chimiques et biologiques, auront pour effet potentiel de modifier les liaisons entre la substance chimique et la matrice et pourront ainsi rendre les métaux disponibles pour l'absorption gastro-intestinale. Différents mécanismes de fixation entre les constituants du sol, et a priori de la poussière, et les métaux peuvent être mis en place et affecter ainsi la bioaccessibilité. Peu d'études se sont intéressées aux processus physiques et chimiques qui régissent la bioaccessibilité orale des substances chimiques, et pourquoi ils sont dissous dans le tractus gastro-intestinal. Ruby et al. (1999) ont montré que la biodisponibilité du plomb, suite à l'ingestion de terre, dépend de la spéciation mais également de la taille des particules ingérées et de l'encapsulation des phases minéralogiques au sein de la matrice (Figure 8 ci-dessous). Les particules les plus fines présentent une surface d'échange plus élevée avec les fluides physiologiques. La bioaccessibilité sera donc plus importante pour les particules de petites tailles (Heal et al., 2005 ; Uzu et al., 2010).



**Figure 8 : Diagramme schématisant comment les espèces de Pb, la taille des particules et les morphologies affectent la biodisponibilité orale de ce métal (Ruby et al., 1999)**

La teneur en carbone suie dans la poussière est peu documentée. Elle peut cependant être un paramètre d'influence important de la contamination organique. Une seule étude, Peng et al. (2012), montre une corrélation entre les teneurs de 1,2 % à 3,4 % de carbone suie dans les poussières de 13 universités de Shanghai et les concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) de ces échantillons. Ces concentrations en carbone suie ont aussi un impact sur la bioaccessibilité des substances chimiques. Dans leur article sur la biodisponibilité des HAP dans les sols, l'article, Ruby et al., 2016, indiquent que les HAP se lient fortement au carbone suie, limitant fortement leur biodisponibilité orale et leur pénétration cutanée.

En résumé, le type d'association des substances chimiques avec la poussière est un facteur important dans la compréhension du processus de biodisponibilité. Selon les propriétés physico-chimiques spécifiques à chaque composé métallique/organique et la nature de la matrice, différents mécanismes de fixation peuvent être mis en place. En fonction des mécanismes mis en jeu, la dissolution des éléments dans le tractus digestif (i.e. la bioaccessibilité) pourra être diminuée ou augmentée.

### 6.4 Validation des tests *in vitro* de bioaccessibilité

Dans les paragraphes précédents ont été décrites les différentes méthodes recensées dans la littérature pour mesurer la bioaccessibilité orale des contaminants métalliques et organiques dans les matrices sol/poussière. La validation de ces méthodes *in vitro* implique des comparaisons entre les résultats de bioaccessibilité et ceux de biodisponibilité obtenus à partir d'expérimentations animales ou humaines.

La définition exacte ainsi que les critères prérequis pour la validation font encore l'objet de débats même si une approche a été publiée par l'US EPA (2009). Sur la base de ce document, ainsi que sur les travaux du groupe BARGE (Wragg et al., 2011), les points suivants doivent être considérés comme critères pour valider un test de bioaccessibilité au regard d'un test de biodisponibilité :

- Comparaisons de plusieurs échantillons de terre ou poussière, et ce pour tester la relation statistique entre les paires bioaccessibilité/biodisponibilité ;

- Échantillons présentant une large gamme en termes de concentrations de substances chimiques et de caractéristiques physico-chimiques ;
- Une relation qui doit être linéaire, avec une pente proche de 1 (en pratique, entre 0,8 et 1,2) et statistiquement significative et une ordonnée à l'origine non statistiquement significative ;
- Une valeur du coefficient de corrélation  $r$  proche de 1 (en pratique :  $r^2 > 0,60$ ).

#### 6.4.1 Cas des métaux et métalloïdes

Les comparaisons entre les tests de bioaccessibilité et biodisponibilité sont résumées dans le tableau 10 pour les contaminants métalliques et dans le tableau 11 pour les composés organiques.

En général, les méthodes de bioaccessibilité pour le plomb ont été validées avec de bons résultats pour les tests RBALP (ou SBET), PBET, UBM, RIVM et IVG. Parmi ces tests, la validation de RBALP par Drexler et Brattin (2007) répond à un maximum des critères listés précédemment (Tableau 9). RIVM et UBM sont des tests également prometteurs.

Pour l'arsenic, les validations sont observées pour les tests RBALP, IVG, RIVM, UBM, PBET et DIN. Comme pour le plomb, la méthode RBALP répond à un maximum de critères définis pour la validation. Les méthodes listées pour l'arsenic mettent également en évidence des résultats validés pour le cadmium.

Toutes les méthodes développées font le focus sur l'évaluation de la biodisponibilité de l'arsenic, du plomb et dans une moindre mesure du cadmium. Elles peuvent être appliquées à d'autres éléments métalliques d'intérêt environnemental (e.g. cuivre, zinc, mercure) mais nécessitent d'être validées.

**Tableau 10 : Résumé des études de validation bioaccessibilité-biodisponibilité pour les éléments métalliques (modifié d'après Koch et Reimer, 2012)<sup>18</sup>**

Élément métallique	Méthode <i>in vitro</i>	Modèle <i>in vivo</i>	Validation	Références
<b>Arsenic</b>	IVG, phases G et GI	Juvenile swine fed 13 soils - soluble control - mesures dans les urines	Phase G : intercept = -2.02, pente = 0.88, r = 0.83 / Phase GI : intercept = -1.36, pente = 0.76, r = 0.82	Rodriguez RR, Basta NT, Environ Sci Technol (1999), 33:642-649
	IVG, phases G et GI, avec et sans nourriture (dough)	Juvenile swine fed 10 soils with dough, soluble control	Bioaccessibility correlated well under all conditions, slopes were closer to 1 with dough and closest was G plus dough (0.93); in all cases bioaccessibility underestimated bioavailability	Basta NT, Foster JN, Dayton EA, Rodriguez RR, Casteel SW, J Environ Sci Health Part A Tox/Haz Sub Environ Eng (2007), 42:1275-1281
	RIVM, phases G et GI, 2 ratios L:S testés (100:1 et 1000:1)	8 soils obtained from N. Basta (Basta et al., 2007)	relative bioaccessibility was linear and good except intestine at 100:1, and gastric at 1000:1 was better than intestine. Slope was closer to 1 for 1000:1.	Oomen AG, Brandon EFA, Swartjes FA, Sips AJAM, How can information on oral bioavailability improve human health risk assessment for lead-contaminated soils? RIVM, Bilthoven, Netherlands, 2006, 711701042/2006, pp. 1-108.
	RBALP (ou SBET)	Swine fed 49 soils and spiked soils by gavage, soluble control	Good correlation, with slope close to 1, bioaccessibility slightly overestimated bioavailability	Juhasz AL, Smith E, Weber J, Rees M, Rofe A, Kuchel T, Sansom L, Naidu R, Chemosphere (2007), 69:961-966
	RBALP (ou SBET), PBET, IVG, DIN, phases G et GI	Subset of 12 soils from 2007 study above (Juhasz et al., 2007)	all correlations linear and greater than 0.7 (IVG and DIN had lowest), slopes closest to 1 were RBALP G, IVG GI, PBET G. Methods DIN, RBALP GI, and PBET GI underestimated substantially	Juhasz AL, Weber J, Smith E, Naidu R, Rees M, Rofe A, Kuchel T, Sansom L, Environ Sci Technol (2009), 43:9487-9494
	PBET, phases G et GI	Rabbit fed 1 soil, monkeys fed 1 soil and 1 house dust, soluble control - mesures dans les contenus estomac et intestin	Relative bioaccessibility (GI) was 20% greater than bioavailability for rabbit (pH 1.3) and 55% (soil) and 21% (dust) greater for monkey at pH 2.5 - PBET suretime les résultats de 4-11%	Ruby MV, Davis A, Schoof R, Eberle S, Sellstone, CM, Environ Sci Technol (1996), 30:422-430
	IVG, phase G seulement	mice fed 5 soils by gavage, intramuscular control	good correlation, complicated by lack of spread in data but line is nearly 1:1	Nagar R, Sarkar D, Makris KC, Datta R, Sylvia VL, Arch Environ Contam Toxicol (2009), 57:5240-5247
	IVG, phase G seulement, pH 1.8 et 1.0	same as above (Nagar et al., 2009)	correlation not attempted. pH 1 overestimated bioavailability by a large amount for all-treated soils but others were very close, within error bars.	Makris KC, Quazi S, Nagar R, Sarkar D, Datta R, Sylvia VL, Environ Sci Technol (2008), 42:6278-6284
	UBM, phases G et GI	Juvenile swine fed 16 soils - soluble control (sodium arsenate) - mesures dans rein, foie, os, urine	RSD < 10%, pente entre 0.8 et 1.2, r <sup>2</sup> > 0.6 avec tous les organes testés dans les deux phases, meilleures corrélations dans G	Denys S, Caboche J, Tack K, Rychen G, Wragg J, Cave M, Jondreville C, Feidt C, Environ Sci Technol (2012), 46:6252-6260
	USP	rats fed soil SRM-NIST 2710, no soluble control	As bioaccessibility 66% cf. bioavailability 38%	Ellickson KM, Meeker RJ, Gallo MA, Buckley BT, Liroy PJ, Arch Environ Contam Toxicol (2001), 40:128-135
<b>Cadmium</b>	IVG, phases G et GI, avec et sans nourriture (dough)	Juvenile swine fed 10 soils with dough, soluble control	gastric without dough (slope 0.6) and intestinal with dough (slope 0.13) gave linear relationships with slopes <1 (bioaccessibility underestimated bioavailability)	Schroder JL, Basta NT, Si JT, Casteel SW, Evans T, Payton M, Environ Sci Technol (2003), 37:1365-1370
	RBALP (ou SBET), PBET, IVG, DIN, phases G et GI	Mice fed 7 soils in food, soluble control	linear relationships for all (all but one r value > 0.7), PBET GI gave best correlation, slope (around 1) and intercept	Juhasz AL, Weber J, Naidu R, Gancarz D, Rofe A, Todor D, Smith E, Environ Sci Technol (2010), 44:5240-5247
	RIVM, ratio L:S 100:1	Juvenile swine fed 14 soils, soluble control	Bioaccessibility correlated reasonably well, slope close to 1	Oomen AG, Brandon EFA, Swartjes FA, Sips AJAM, How can information on oral bioavailability improve human health risk assessment for lead-contaminated soils? RIVM, Bilthoven, Netherlands, 2006, 711701042/2006, pp. 1-108.
	UBM, phases G et GI	Juvenile swine fed 16 soils - soluble control (Cd chloride) - mesures dans rein, foie, os, urine	RSD < 10%, pente entre 0.8 et 1.2, r <sup>2</sup> > 0.6 avec tous les organes testés dans les deux phases, meilleures corrélations dans G	Denys S, Caboche J, Tack K, Rychen G, Wragg J, Cave M, Jondreville C, Feidt C, Environ Sci Technol (2012), 46:6252-6260
	PBET, dialysis, Caco-2	rabbits fed Cd-amended lettuce, rats fed Cd-amended grain, no control	dialysis and bioavailability showed same trend for lettuce, but none of the results gave numerical results similar to absolute bioavailability. Hard to compare with no control.	Chan DY, Black WD, Hale BA, J Environ Sci Health Part A Tox/Haz Sub Environ Eng (2007), 42:1283-1291

<sup>18</sup> Le contenu des cellules des colonnes « Modèle *in vivo* » et « Validation » est extrait des références sources.

Tableau 10 : Suite

Élément métallique	Méthode <i>in vitro</i>	Modèle <i>in vivo</i>	Validation	Références
<b>Plomb</b>	RBALP (ou SBET)	Juvenile swine fed 19 soils, soluble control (acetate de plomb) - mesures dans sang, foie, rein, os	highly significant linear relationship, bioaccessibility slightly overestimated bioavailability - RBA = 0.878 x IVBA - 0.028 ( $r^2 = 0.924$ )	Drexler JW, Brattin WJ, Hum Ecol Risk Assess (2007), 13:383-401 / Report USEPA (2007) Estimation of relative bioavailability of lead in soil and soil-like materials using <i>in vivo</i> and <i>in vitro</i> methods
	IVG, phases G et GI, avec et sans nourriture (dough)	Juvenile swine fed 18 soils with dough, soluble control	significant linear relationships for IVG with G, both with and without dough, and GI without dough; all bioaccessibility underestimated bioavailability (IVG-G without dough had highest slope, 0.65)	Schroder JL, Basta NT, Casteel SW, Evans TJ, Payton ME, Si J, J Environ Qual (2004), 33:513-521
	RBALP, phases G et GI	Juvenile swine fed 5 soils as gavage, soluble control	relative bioaccessibility in GI phase gave strongest linear relationship, bioaccessibility overestimated bioavailability	Juhasz AL, Weber J, Smith E, Naidu R, Marschner B, Rees M, Rofe A, Kuchel T, Sansom L, Environ Sci Technol (2009), 43:4503-4509
	RIVM (test IVD) L:S 1000:1 et 100:1, Tiny TNO <i>in vitro</i> model (TIM), phases G et GI	Juvenile swine fed 16 soils - soluble control (acetate de Pb) - mesures dans sang, foie, rein, os	IVD : 1000:1 (0.06 g) pente = 1.16, $r^2 = 0.66$ / 100:1 (0.6 g) pente = 0.69, $r^2 = 0.81$ => privilégier le ratio 1000:1 (0.06 g) / comparaison IVD et TIM : différences de bioaccessibilité : TIM < 4-5 fois IVD mais comparaison <i>in vitro/in vivo</i> donne des résultats satisfaisants / investigations complémentaires	Hagens et al. (2009) Relative oral bioavailability of lead from Dutch made grounds / Bakker et al. (2010) <i>In vivo</i> validation of <i>in vitro</i> models for bioavailability of lead from Dutch made grounds
	RIVM, phases G et GI, 2 ratios L:S testés (100:1 et 1000:1)	Soils obtained from other studies: juvenile swine fed 10 soils with dough, soluble control	samples where pH changes during bioaccessibility test were considered outliers and discarded. Relative bioaccessibility correlations were all linear and reasonably good, but better for 100:1 (fewer data points). However, slope was closer to 1 for 1000:1 and 100:1 underestimated bioavailability	Oomen AG, Brandon EFA, Swartjes FA, Sips AJAM, How can information on oral bioavailability improve human health risk assessment for lead-contaminated soils? RIVM, Bilthoven, Netherlands, 2006, 711701042/2006, pp. 1-108.
	DIN, fed & fasted	Minipigs fed 5 soils in food, soluble control	no significant relationships	Marschner B, Welge P, Hack A, Wittsiepe J, Wilhelm M, Environ Sci Technol (2006), 40:2812-2818
	RBALP (ou SBET)	Juvenile swine fed 8 soils with dough, soluble control	all soils were nearly 100% bioaccessible and bioavailable	Bannon DI, Drexler JW, Fent GM, Casteel SW, Hunter PJ, Brattin WJ, Major MA, Environ Sci Technol (2009), 43:9071-9076
	PBET, phases G et GI	Rats fed 5 soils/treated soils with food, soluble control	significant linear relationships for G and bone/liver, bioaccessibility overestimated bioavailability	Hettiarachchi G, Pierzynski GM, Oehme FW, Sonmez O, Ryan JA, J Environ Qual (2003), 32:1335-1345
	PBET, phase G (pH 1.3 et 2.5) et phase GI	rats fed 7 soils in food, soluble control - mesures dans le sang	comparisons made to relative bioaccessibility, correlations were better for G cf. GI; G at pH 1.3 and 2.5 equally good, but slope closer to 1 for 2.5. pH 2.5 bioaccessibility underestimated bioavailability and pH 1.3 overestimated it. Estomac : $r^2=0.93$ , pente = 1.4, intercept = 3.2 / intestin : $r^2=0.76$ , moins bonne reproductibilité	Ruby MV, Davis A, Schoof R, Eberle S, Sellstone, CM, Environ Sci Technol (1996), 30:422-430
	PBET, phase G (pH 2.0, 1.5 et 2.3)	rats fed 1 soil and 8 treated soils with food, soluble control	results reported as differences with respect to unamended soil, all linear relationships were significant with best correlation at uncontrolled pH 2.3, no slopes reported	Brown S, Chaney RL, Hallfrisch JG, Xue Q, J Environ Qual (2003), 32:100-108
	PBET, phases G et GI	rabbits fed 1 soil and soluble control, stomach fluid measured	G after 2 h was 4% compared to 9% in rabbit stomach; control was 76% compared with 36% in rabbit	Ruby MV, Davis A, Link TE, Schoof R, Chaney RL, Freeman GB, Bergstrom P, Environ Sci Technol (1993), 27:2870-2877
	RIVM, phases G et GI	human ingestion of soil in fed and fasted conditions, no control	relative bioaccessibility ranges, when corrected for absorption and when uncertainty was considered, bracketed absolute bioavailability values for both fed and fasted conditions. Corrections for absorption taken from literature.	Oomen AG, Brandon EFA, Swartjes FA, Sips AJAM, How can information on oral bioavailability improve human health risk assessment for lead-contaminated soils? RIVM, Bilthoven, Netherlands, 2006, 711701042/2006, pp. 1-108.
	PBET, phases G et GI, RIVM, phases G et GI, 100:1 et 1000:1, SHIME, DIN, TIM, all fed and fasted	human ingestion of soil in fed and fasted conditions, no control	TIM bioaccessibility was closest to bioavailability for fed and fasted; PBET G, RIVM GI 100:1 were close for fasted, RIVM fed with dialysis was also close.	Van de Wiele TR, Oomen AG, Wragg J, Cave M, Minekus M, Hack A, Cornelis C, Rempelberg CIM, De Zwart LL, Klinck B, Van Wijnen J, Verstraete W, Sips AJAM, J Environ Sci Health Part A Tox/Haz Sub Environ Eng (2007), 42:1203-1211
	Modified TCLP with HCl and pepsin, or possibly PBET	blood lead in children, no control	more significant relationships seen for children ages 4-5 than other age groups	Ren HM, Wang JD, Zhang XL, Environ Pollut (2006), 144:327-335
	PBET, phase G pH 1.3, 2.5, 4, phase GI	rats and cattle fed 1 soil, no control	bioavailability values much lower than most bioaccessibility values	Bruce S, Noller B, Matanitobua V, Ng J, J Toxicol Environ Health Part A (2007), 70:1700-1711
	USP	rats fed soil SRM NIST 2710, no soluble control	bioaccessibility 11% cf. bioavailability < 1%	Ellickson KM, Meeker RJ, Gallo MA, Buckley BT, Lioy PJ, Arch Environ Contam Toxicol (2001), 40:128-135
	UBM, phases G et GI	Juvenile swine fed 16 soils - soluble control (Pb acetate) - mesures dans rein, foie, os, urine	RSD < 10%, pente entre 0.8 et 1.2, $r^2 > 0.6$ avec tous les organes testés dans les deux phases, meilleures corrélations dans G	Denys S, Caboche J, Tack K, Rycken G, Wragg J, Cave M, Jondreville C, Feidt C, Environ Sci Technol (2012), 46:6252-6260

## 6.4.2 Cas des composés organiques

Contrairement aux éléments métalliques, peu de corrélations entre les données *in vitro* et *in vivo* sont publiées pour les tests de bioaccessibilité des composés organiques contenus dans les sols et la poussière. Aucune revue de la littérature n'ayant été trouvée sur ce sujet spécifique, une recherche bibliographique a été réalisée sur le site Web of science<sup>19</sup>. Un total de 549 publications a été rapporté par le site pour les composés organiques et inorganiques. Après analyse, le tableau 11 reprend les publications étant ressorties comme les plus intéressantes pour les composés organiques (Raffy *et al.*, 2018). Quelques données de littérature non indexées par cette méthode systématique (le test DIN 19738) ont été ajoutées.

Au final il ressort de cette recherche bibliographique que les tests de bioaccessibilité réalisés, quoique proches de ceux pour les métaux, donnent des corrélations très contrastées d'une méthodologie à une autre, les corrélations obtenues étant généralement bien plus faibles que celles observées pour les métaux. La bioaccessibilité absolue obtenue sous estimerait les valeurs de biodisponibilité obtenues *in vivo*.

Les derniers tests *in vitro* peuvent modéliser l'absorption par l'emploi de résine ou de silicone (adsorption dynamique des composés organiques similaire au processus d'absorption physiologique). Ces tests sont davantage corrélés que ceux n'en disposant pas.

---

<sup>19</sup> La formule de recherche était (au 31 mars 2019) : ((TS=(*\*accessib\** OR "*in vitro*") OR TI=(*\*accessib\** OR "*in vitro*")) AND (TS=(*oral* OR *ingest\**) OR TI=(*oral* OR *ingest\**)) AND (TS=(*soil\** OR *dust\**) OR TI=(*soil\** OR *dust\**)) AND (TS=(*piglets* OR *chimp\** OR *rat* OR *rats* OR *mice* OR *mouse* OR *rabbit\** OR *swine\** OR *bioavailab\** OR "*in vivo*") OR TI=(*piglets* OR *chimp\** OR *rats* OR *rat* OR *mice* OR *mouse* OR *rabbit\** OR *swine\** OR *bioavailab\** OR "*in vivo*"))))

Tableau 11 : Résumé des études de validation bioaccessibilité-biodisponibilité ayant été utilisés pour les composés organiques

Méthode <i>in vitro</i>	Composés	Méthode de mesure biodisponibilité	critères			Commentaires	Références
			Nombre de sols comparés	Animaux	Résultats obtenus		
UBM	DDT	Biodisponibilité relative	7 sols [61 à 8650 mg/Kg sol]	Souris Balb/c.	<i>pas de données statistiques (distribution de valeurs)</i>	<i>Corrélation in vivo vs in vitro mauvaise</i>	Smith et al, 2012
DIN 19738	BaP	Biodisponibilité relative	7 sols (4 résultats BaP)	Porcelets (Goetting en minipigs)	Bioaccessibilité pour respectivement : Brucshcal, Carl1, Lothringer 1; Loth 2 12%; 19%; 20%; 21% Biodisponibilité relative : 14%; 39%; 30%; 28%	<i>Corrélation in vivo vs in vitro mauvaise</i>	Report N°298 73 227/01
PBET	DDT	Biodisponibilité relative et Bioaccessibilité absolue	6 sols [5,41 à 9254 mg/Kg]	Souris Balb/c.	Relation : <i>In vivo</i> = 2,11 x <i>in vitro</i> -14.8 $r^2=0.36$ $p=0.21$	<i>Corrélation in vivo vs in vitro mauvaise</i>	Li et al, 2016
	PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180)	Biodisponibilité relative et Bioaccessibilité absolue	1 sol spiké 3 temps vieillissement	Souris Balb/c.	$r^2=0.25$ $p=0.09$	<i>Corrélation in vivo vs in vitro mauvaise</i>	Li et al, 2017
	DDT	Biodisponibilité relative	7 sols [61 à 8650 mg/Kg sol]	Souris Balb/c.	<i>pas de données statistiques (distribution de valeurs)</i>	<i>Corrélation in vivo vs in vitro mauvaise</i>	Smith et al, 2012
	Phenanthrene	Biodisponibilité Absolue	5 sols prélevés puis contaminés (200-400mg PCB /kg)	Sprague Dawley	$r=0.73$	Corrélation Bonne mais sols contaminés artificiellement	Pu et al, 2004
	PCB (52, 118)	Biodisponibilité Absolue	5 sols prélevés puis contaminés (300mg PCB /kg)	Sprague Dawley	<i>pas de données statistiques (distribution de valeurs)</i>	<i>Corrélation in vivo vs in vitro mauvaise</i>	Pu et al, 2004
	DDT		8 sols (DDTr [578-21380]mg/kg)	Souris Balb/c.	$r^2=0.36$ pente > 2	<i>Corrélation in vivo vs in vitro mauvaise</i>	Juhasz et al, 2016
PBET + silicone rod	DDT		8 sols (DDTr [578-21380]mg/kg)	Souris Balb/c.	$r^2=0.72$ pente : 0,94	Corrélation <i>in vivos in vitro</i> bonne	Juhasz et al, 2016

	DDT	Biodisponibilité relative et Bioaccessibilité absolue	6 sols [5,41 à 9254 mg/Kg]	Souris Balb/c.	20-60% bioaccessibilité absolue 20-60% Biodisponibilité relative Relation : $In vivo = 1.17 \times in vitro - 14.8$ $r^2 = 0.62$ $p = 0.065$	Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> acceptable	Li et al, 2016
<b>PBET + Tenax (Ti-PBET)</b>	PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180)	Biodisponibilité relative et Bioaccessibilité absolue	1 sol spiké 3 temps vieillissement	Souris Balb/c.	Relation : $in vivo = 1,3 + -0.2 \times in vitro$	Non validation. Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> acceptable. Mais méthodologie (sols contaminés artificiellement 1 seul sol 3 temps de vieillissement)	Li et al, 2017
<b>FOREhST (Fed ORganic Estimation human Simulation Test)</b>	DDT	Biodisponibilité relative	7 sols [61 à 8650 mg/Kg sol]	Souris Balb/c.	<i>pas de données statistiques (distribution de valeurs)</i>	Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> mauvaise	Smith et al, 2012
<b>IVG</b>	HAP	Biodisponibilité absolue	8 sols	Porcelets	$R^2 = 0.45$ $p < 0.07$ ; Relation : $in vitro = 0.85 in vivo + 0.09$	Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> acceptable	James et al, 2011
<b>RBALP</b>	HAP	Biodisponibilité absolue	8 sols	Porcelets	<i>pas de données statistiques (distribution de valeurs)</i>	Corrélation <i>in vivo</i> vs <i>in vitro</i> mauvaise	James et al, 2011

## 7 Modélisation de l'exposition par ingestion de poussière

### 7.1 Types de modèles

Dans cette saisine, les expositions *via* l'ingestion de poussière sont destinées à des évaluations des risques sanitaires. L'évaluation des risques sanitaires utilise le plus souvent des valeurs toxicologiques de référence (VTR) exprimées en dose externe, et non en concentrations sanguines, urinaires, etc. Sauf cas particulier<sup>20</sup>, on cherchera donc à calculer une dose externe<sup>21</sup>. Pour les substances chimiques pour lesquelles il existe un modèle spécifique (existence d'une relation exprimant la dose selon la concentration en poussière comme pour le plomb par exemple, cf. chapitre 4), il est important d'examiner au cas par cas en considérant notamment si le modèle explique une bonne part de l'exposition (coefficient de détermination R<sup>2</sup> élevé), et s'il est adapté à la population visée (âge, habitudes de vie) et au contexte de locaux fréquentés par la population générale.

Sur une journée moyenne, la dose externe peut être estimée en tant que dose journalière d'exposition par les équations suivantes (US EPA, 2011 ; Wilson et al., 2016) :

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

où

- DJE : dose journalière d'exposition exprimée en  $\mu\text{g.kg}_{\text{poids corporel}}^{-1}.\text{j}^{-1}$
- $C_{\text{massique}}$  : concentration en substance chimique dans la poussière exprimée en  $\mu\text{g.g}^{-1}$
- $Q_{\text{massique}}$  : quantité de poussière ingérée exprimée en  $\mu\text{g.j}^{-1}$
- DE : durée d'exposition exprimée en  $\text{h.j}^{-1}$
- P : poids corporel exprimé en  $\text{kg}_{\text{poids corporel}}$

$$DJE = \frac{C_{\text{surfactive}} \times T_{\text{surfactive}} \times DE}{P}$$

où

- DJE : dose journalière d'exposition exprimée en  $\mu\text{g.kg}_{\text{poids corporel}}^{-1}.\text{j}^{-1}$
- $C_{\text{surfactive}}$  : concentration en substance chimique dans la poussière exprimée en  $\mu\text{g.m}^{-2}$

<sup>20</sup> Au moins deux cas particuliers peuvent se présenter : existence d'une valeur de référence exprimée en dose interne (ex. du plomb) ou bien réalisation d'une agrégation des expositions avec prise en compte de facteurs d'absorption différents selon les voies, voire les médias d'exposition (Anses, 2013).

<sup>21</sup> Cette dose externe peut cependant être ajustée par la biodisponibilité ou bioaccessibilité (cf. chapitre 6).

- $T_{\text{surfactive}}$  : taux de poussière ingérée<sup>22</sup> exprimé en  $\text{m}^2.\text{j}^{-1}$
- DE : durée d'exposition exprimée en  $\text{h}.\text{j}^{-1}$
- P : poids corporel exprimé en  $\text{kg}_{\text{poids corporel}}$

$$\text{DJE} = \frac{C_{\text{surfactive}} \times S_{\text{contact}} \times T_{\text{transfert}} \times Fq \times \text{DE}}{P}$$

où

- DJE : dose journalière d'exposition exprimée en  $\mu\text{g}.\text{kg}_{\text{poids corporel}}^{-1}.\text{j}^{-1}$
- $C_{\text{surfactive}}$  : concentration en substance chimique dans la poussière exprimée en  $\mu\text{g}.\text{m}^{-2}$
- $S_{\text{contact}}$  : surface de main en contact avec les surfaces intérieures exprimée en  $\text{m}^2$
- $T_{\text{transfert}}$  : taux de transfert vers la bouche par évènement exprimée en  $\text{cm}^2.\text{évènement}^{-1}$
- Fq : fréquence des évènements main-bouche exprimée en  $\text{évènement}.\text{h}^{-1}$
- DE : durée d'exposition exprimée en  $\text{h}.\text{j}^{-1}$
- P : poids corporel exprimé en  $\text{kg}_{\text{poids corporel}}$

NB : si on souhaite calculer la dose journalière bioaccessible, il faut remplacer la concentration massique ou surfacique par la concentration massique ou surfacique bioaccessible (cf. chapitre 6).

On peut noter qu'il est également possible (Glorennec et al., 2012) de passer de concentrations surfaciques à massiques et vice versa à partir de données d'empoussièrement. Par exemple, le Haut Conseil en Santé Publique (HCSP) a utilisé une moyenne des empoussètements, exprimée en  $\text{g}.\text{m}^{-2}$ , constatés dans les logements de trois pays européens (Giovannangelo et al, 2007) pour convertir une concentration massique exprimée en  $\mu\text{g}.\text{g}^{-1}$  en une concentration surfacique exprimée en  $\mu\text{g}.\text{m}^{-2}$  (HCSP, 2014). L'idéal serait de disposer de l'empoussièrement spécifique de la situation étudiée.

## 7.2 Les modèles utilisés et leurs paramètres

Le choix d'un modèle peut être fonction de l'unité dans laquelle est exprimée la concentration.

Si le poids corporel, utilisé par chaque équation, est suffisamment documenté, les paramètres utilisés pour décrire ou estimer la quantité de poussière ingérée sont moins documentés.

Un examen des guides institutionnels identifiés par la veille permanente de l'Anses sur la thématique montre que les agences de sécurité sanitaire recommandent soit un modèle par comptage des contacts pour estimer la quantité de poussière ingérée, soit directement une quantité de poussière ingérée exprimée en  $\mu\text{g}.\text{j}^{-1}$  (cf. Annexe 6). Des rapports institutionnels nationaux proposent des recommandations pour le paramètre « quantité de poussière ingérée » aux États-Unis (US EPA, 2017), aux Pays-Bas (Oomen et al., 2008), en Europe du Nord (Höglund et al., 2012) et également en France (Dor et al., 2012) pour les enfants de moins de six ans. À noter que ce dernier rapport mentionne la quantité ingérée de sol et de poussière. Ces recommandations s'appuient sur un même corpus d'études réalisées aux États-Unis et ne sont donc pas établies sur des données spécifiques de populations des pays concernés. Pour les enfants, les recommandations (pour la moyenne) vont de  $50 \text{ mg}.\text{j}^{-1}$  (selon Dor et al., 2012) pour l'exposition *via* les sols et la poussière à  $100 \text{ mg}.\text{j}^{-1}$  pour l'exposition *via*

<sup>22</sup> Traduction de « dust ingestion rate » (Wilson et al., 2016)

la poussière seule (Oomen 2008). Pour la poussière seule, le RIVM recommande en effet une valeur unique de  $100 \text{ mg.j}^{-1}$  pour les enfants (Oomen et al., 2008), qui est reprise par le Nordic Exposure Group (Höglund et al., 2012). L'US EPA propose des valeurs pour différentes tranches d'âge, par exemple  $40 \text{ mg.j}^{-1}$  pour les enfants de 1 à 6 ans. Concernant les adultes, l'US EPA recommande  $20 \text{ mg.j}^{-1}$  alors que le RIVM et le Nordic Exposure Group recommandent  $50 \text{ mg.j}^{-1}$ , toujours pour la poussière seule.

L'ingestion de poussière<sup>23</sup> peut être estimée par dosage de traceurs dans la poussière et selles, modélisation toxicocinétique inverse, ou bien modélisation à partir du comptage de contacts main-bouche<sup>24</sup> (US EPA, 2011). Aucune des études identifiées n'a été menée en France. La revue de Moya et Phillips (2014) documente les quantités de poussières ingérées, quelle que soit la méthode utilisée. Depuis, Von Lindern et al. (2016) ont estimé les quantités de poussières ingérées par des enfants (6 mois à 9 ans) à partir de données d'imprégnation, de contamination et de biodisponibilité du plomb. Wilson et al. ont estimé ces quantités en  $\text{mg.j}^{-1}$  (Wilson et al., 2013) et  $\text{m}^2.\text{j}^{-1}$  (Wilson et al., 2016) à partir du transfert main-bouche (déjà utilisé par Özkaynak et al., 2011) alors que Chien et al. (2017) et Lin et al. (2017) ont utilisé la méthode des traceurs. Ces dernières études ont été intégrées dans la mise à jour par l'US EPA des recommandations, fondées sur Moya et Phillips (2014), portant sur les quantités de sols et poussières ingérées (US EPA, 2017).

Une revue<sup>25</sup> des articles scientifiques (cf. Annexe 6) de 2015 à mi-2019 a montré que les doses sont estimées à partir des concentrations massiques et de quantités de poussière ingérée exprimées en  $\text{mg.j}^{-1}$ , le plus souvent en utilisant les recommandations formulées par l'US EPA dans l'*Exposure factors handbook* (US EPA, 2017). Les dernières recommandations produites à ce jour sont reproduites dans le tableau 12.

**Tableau 12 : Dernière mise à jour des recommandations issues de l'Exposure Factors Handbook (US EPA, 2017) pour la quantité de poussière intégrée (en  $\text{mg.j}^{-1}$ ) pour la population générale**

Classe d'âge	Moyenne	« Upper percentile » <sup>26</sup>
< 6 mois	20	60
[6 mois ; 1 an[	40	100

<sup>23</sup> Algorithme sous Scopus : TITLE-ABS-KEY ("dust ingestion rate")

<sup>24</sup> La méthode des traceurs consiste en la mesure d'une part dans les sols et poussières et d'autre part dans les selles, de composés pas ou très peu présents ni dans l'alimentation, ni dans les produits de consommation. La modélisation toxicocinétique inverse, utilisée avec le plomb en particulier, consiste à mesurer le plomb dans le sol et poussières et le sang, puis à en déduire la quantité de sol et poussière ingérée qui permet de modéliser la plombémie à partir des mesures environnementales. La méthode du comptage des contacts main-bouche repose sur la modélisation de la quantité de sol et poussières adhérant aux mains, le comptage des contacts, la fraction dissoute dans la salive par contact main-bouche.

<sup>25</sup> Algorithme sous Pubmed : ((exposure[Title/Abstract]) AND dust ingest\*[Title/Abstract]) AND ("2015"[Date - Publication] : "3000"[Date - Publication]) : 154 articles (le 27/5/2019). Après lecture du titre (le calcul de dose humaine est l'objet de l'article ou est nécessaire au vu de l'objet de l'article), et sélection des articles en anglais (3 articles en chinois)) : 76. Après lecture de l'abstract ou de l'article : 73 retenus.

<sup>26</sup> « Upper percentile » correspond à un percentile élevé de la distribution des valeurs du paramètre, compris entre le percentile 90 et le percentile 99,9.

[1 an ; 2 ans[	50	100
[2 ans ; 6 ans[	30	100
[6 ans ; 12 ans[	30	100
≥ 12 ans	20	60

Il est à noter qu'il existe peu de données d'ingestion de poussière exprimées en  $\text{m}^2 \cdot \text{j}^{-1}$ . Wilson et al. (2016) les ont estimés pour pouvoir utiliser des concentrations en  $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$  qui permettent d'intégrer l'empoùssièremnt dans l'évaluation de l'exposition (cf. Annexe 7). Les auteurs considèrent que la concentration surfacique est à utiliser en complément de la concentration massique et non en remplacement car sa représentativité est sensible aux pratiques de ménage. De plus, les paramètres d'entrée sont incertains et spécifiques au contexte canadien pour lequel ils ont été calculés.

Quant aux données utilisées pour modéliser la dose à partir de l'intensité des contacts main-bouche (fréquence des événements main-bouche exprimée en événement. $\text{h}^{-1}$  et temps d'exposition), elles n'ont pas été évaluées ni utilisées, à notre connaissance, dans un contexte français. Néanmoins, des recommandations ont été formulées par des organismes et notamment l'US EPA (US EPA, 2011) et sont disponibles dans des rapports institutionnels nationaux (cf. Annexe 7).

## 8 Proposition de définitions et de méthodologie pour l'élaboration de VGPI

### 8.1 Introduction

Les valeurs de référence pour la contamination des milieux par des substances chimiques permettent d'interpréter des mesures de contamination. L'Anses construit notamment des valeurs guides de qualité d'air intérieur (VGAI) et a jusqu'ici étudié des composés organiques volatils. Or, certaines substances d'intérêt présentes dans les environnements intérieurs, telles que des composés semi-volatils (phtalates, retardateurs de flamme, pesticides, etc.), peuvent être présentes à la fois dans l'air intérieur et dans la poussière, comme développé dans les chapitres précédents.

Ce dernier chapitre porte sur l'élaboration de VGPI. Il aborde l'intérêt et la pertinence de telles valeurs pour les différents acteurs de la communauté scientifique et pour des acteurs de la santé publique, ainsi que leur élaboration en tenant compte des autres sources d'exposition.

Deux présentations de travaux français ont permis d'introduire les échanges avec la communauté scientifique. Il s'agit d'une étude de cas sur le phtalate de di (2-éthylhexyle) (DEHP) réalisée dans le cadre de la mission pérenne d'expertise de l'Anses sur les VGAI d'une part, et d'autre part de la proposition du HCSP de valeurs de contamination en plomb de milieux d'exposition, dont les poussières intérieures, devant conduire à un dépistage du saturnisme infantile. Ils sont présentés en Annexe 8.

Ce chapitre rapporte les discussions sur la pertinence et la faisabilité d'élaborer des VGPI recueillies à l'occasion de deux ateliers de travail organisés par l'Anses. Le premier, scientifique, a réuni des experts internationaux. Le second a convié des gestionnaires de risque ministériels, des institutions intervenant dans le domaine de l'environnement et des acteurs locaux. Ces discussions ont permis au GT de formuler des propositions quant à l'élaboration de VGPI.

### 8.2 Échanges avec la communauté scientifique

Ce chapitre vise à présenter le fruit des discussions du GT, de membres de l'Anses et du CES « Air » avec cinq experts internationaux présents lors de l'atelier scientifique organisé les 11 et 12 septembre 2019 autour des questions suivantes :

- Quels sont les composés d'intérêt pour l'élaboration de VGPI ?
- À quel(s) objectif(s) répondrait une proposition de VGPI ?
- Quelle unité de mesure serait pertinente ?
- Quelle méthode d'élaboration des VGPI prenant en compte l'exposition agrégée ?
- Quelle définition et incertitudes sur l'élaboration de VGPI ?

Le programme de cet atelier et la liste des invités sont présentés en Annexe 9.

Il est ressorti des échanges que l'élaboration de VGPI pour la poussière déposée sur les sols doit viser à aider à l'interprétation de résultats de mesure. Cependant, l'existence d'une VGPI ne doit pas obliger une personne à faire des mesures chez elle et nécessite d'être accompagnée par un protocole de mesure. L'élaboration de VGPI devrait s'intégrer dans une politique publique plus générale sur les environnements intérieurs, notamment une politique de prévention visant une réduction de l'empoussièrement. La question du bénéfice sanitaire

d'élaborer des VGPI devrait être posée spécifiquement pour chaque composé. Ces valeurs peuvent également permettre d'adresser un message, mais indirect, aux industriels sur la présence de certaines substances dans la poussière et la nécessité de poursuivre des actions de réduction des émissions à leur source.

Sur la pertinence d'élaborer des VGPI, il a été identifié l'intérêt de cibler la question des expositions chroniques dans un contexte environnemental. Mais l'exposition *via* la poussière devrait constituer une fraction non négligeable de l'exposition totale à une substance donnée pour une fraction de la population pour entraîner la construction d'une VGPI. Par exemple, l'exposition *via* l'ingestion de poussière devrait contribuer à 30-50 % de l'exposition totale afin de juger pertinente l'élaboration de VGPI.

Au sujet des substances d'intérêt, le plomb est jugé prioritaire, ainsi que les phtalates, qui seraient à considérer en tant que famille chimique et non substance par substance. En effet, du fait de l'évolution des formulations et des réglementations, une substance peut se substituer à une autre et elles peuvent présenter des mécanismes communs de toxicité. Les autres substances évoquées sont les retardateurs de flamme bromés et phosphorés, les PCB, les PFAS. Les substances interdites ne devraient pas être exclues de la réflexion car leurs sources peuvent être encore présentes.

Deux objectifs et définitions possibles pour une VGPI ont été distingués. À noter que les termes ci-dessous font référence aux vocables utilisés lors de l'atelier, indépendamment de valeurs déjà existantes dans le domaine environnemental.

- Y-a-t'il une contamination ?

Pour répondre à cette question, une valeur de comparaison pourrait être proposée afin d'identifier des situations où les niveaux de concentrations seraient élevés et donc des actions de réduction des émissions pourraient peut-être être nécessaires. Ce type de valeur est à établir à partir de données de contamination de la poussière, représentatives d'une région ou pays.

- Y-a-t'il un risque ?

Il s'agit de définir une valeur basée sur des critères sanitaires avec la possibilité de proposer deux niveaux distincts :

- « Valeur d'alerte » en considérant un dépassement de la VTR par la seule voie d'exposition par ingestion de poussière ;
- « Valeur de préoccupation (« *concern* » en anglais) » en attribuant une part de la VTR à l'exposition *via* l'ingestion de poussière. Cette valeur correspond à la concentration en dessous de laquelle l'exposition par l'ingestion de poussière ne dépasse pas la part allouée, par exemple 20% comme pour l'eau du robinet, de la VTR.

Pour la construction de VGPI, différentes classes d'âge doivent être prises en compte afin d'intégrer les différences d'exposition et de susceptibilité et vulnérabilité, mais cela devrait aboutir à une valeur unique protégeant l'ensemble de la population. Des hypothèses protectrices devraient être considérées dans la construction des VGPI sur les paramètres de calcul comme le taux d'absorption ou d'empoussièrement.

Concernant l'unité d'une VGPI, une concentration surfacique représente le meilleur indicateur de l'exposition en combinant la quantité de poussière et la concentration du polluant. Mais le résultat d'une mesure pour exprimer le résultat en concentration surfacique est influencé par le délai depuis le dernier nettoyage de la surface échantillonnée. Elle peut être mesurée par prélèvement par lingette ou par aspiration sur une surface connue.

La concentration massique permet quant à elle l'identification de sources. La mesure est moins influencée par le ménage et est obtenue par aspiration (aspirateur domestique ou spécialisé).

Pour élaborer des VGPI, en fonction des définitions proposées précédemment, il serait nécessaire :

- Pour établir une valeur de comparaison : de disposer de données de contamination de poussière déposée issues de campagnes nationales ou régionales ;
- Pour définir une valeur sur des critères sanitaires :
  - D'évaluer la contribution de l'exposition *via* l'ingestion de poussière à l'exposition totale pour juger de son importance et ainsi de la pertinence d'élaborer une VGPI ;
  - De disposer de VTR par ingestion robuste.

À partir des deux approches présentées dans l'étude de cas sur le DEHP, détaillées dans l'annexe 8, l'approche privilégiée repose sur le calcul d'une VGPI à partir d'un pourcentage arbitraire pour la contribution de l'exposition *via* l'ingestion de poussière. Une valeur par défaut pourrait être utilisée, quitte à la modifier au cas par cas selon les informations disponibles sur la substance. Cette approche est déjà utilisée pour l'élaboration de valeurs guides dans le domaine de l'eau de boisson par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) et permet d'avoir des démarches cohérentes dans les différents milieux environnementaux. Elle présente également l'intérêt de reposer sur une méthode de construction simple.

L'approche reposant sur la soustraction des doses n'a pas été retenue car elle nécessite de nombreuses données et l'identification et la quantification de toutes les sources d'exposition.

Concernant la bioaccessibilité, peu de données sont disponibles pour les composés organiques qui ne disposent pas de tests validés contrairement à certains métaux. De plus, il existe une grande variabilité des niveaux entre les composés et selon les environnements investigués. Par cohérence entre les différentes voies d'exposition, le choix de la valeur de 100% par défaut serait à privilégier pour la construction de VGPI.

### 8.3 Échanges avec les parties prenantes

Suite à l'atelier scientifique conduit les 12 et 13 septembre 2019 dont les discussions sont rapportées au paragraphe 8.2, une demi-journée d'échange avec 5 représentants d'institutions françaises identifiées comme potentiels utilisatrices de VGPI a été organisée par l'Anses le 25 octobre 2019.

Des éléments de contexte, l'expertise en cours à l'Anses sur l'exposition aux poussières intérieures et les discussions avec les scientifiques ont été restituées pour ensuite donner la parole aux parties prenantes afin d'échanger sur leurs besoins et connaître leur avis vis-à-vis de la pertinence de disposer de VGPI. Deux types de VGPI ont été proposées lors de l'atelier scientifique répondant à des objectifs et définitions différents rappelés ci-dessous :

- Valeur de comparaison pour répondre à la question : Y-a-t-il une contamination ?
- Valeur sanitaire pour répondre à la question : Y-a-t-il un risque ?

Les substances qui seraient d'intérêt pour ces VGPI sont des éléments métalliques dont le plomb et l'arsenic et des composés organiques persistants et les phtalates en tant que perturbateurs endocriniens. Ces polluants figurent dans les travaux de hiérarchisation des polluants d'intérêt réalisés par l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI).

Afin d'organiser la discussion, les questions suivantes ont servi de guide :

- Au sein de votre organisme, existe-t-il une réflexion sur l'évaluation de l'exposition de manière globale, intégrant l'ensemble des milieux d'exposition ?
- Êtes-vous informés que la voie d'exposition par ingestion de poussières contaminées par des substances peut constituer une voie d'exposition importante voire majoritaire pour certaines franges de la population, notamment pour les enfants ?
- Avez-vous déjà pris en compte ce média d'exposition (poussières domestiques) dans le cadre de vos actions/travaux ?
- Si une/des VGPI existai(en)t, l'utiliserez-vous ? Et si oui, dans quelle situation ?

Les points clés des discussions sont rapportés ci-dessous.

Pour une majorité des participants invités, une VGPI peut présenter un intérêt pour aider à l'interprétation de résultats de mesure. Elle peut être une aide à la décision pour la mise en œuvre d'actions et également aider à la restitution et à la communication de résultats auprès des particuliers. L'expertise de l'Anses représente une plus-value avec la possibilité de faire référence à un document institutionnel et d'apporter les éléments d'explicitation et de compréhension sur la méthode de construction de VGPI.

Pour un des participants, des interrogations sur la pertinence d'une VGPI de type « valeur sanitaire » subsistent, en lien avec les mesures de gestion qui pourraient en découler : des mesures de gestion, par exemple à un niveau individuel, s'envisagent bien dès lors qu'une VGPI serait élaborée à partir d'une relation entre concentration mesurée et indicateur sanitaire observé en population (comme c'est le cas du plomb), mais apparaissent moins évidentes pour une VGPI construite à partir d'une allocation de VTR telle que présenté. ,

La disponibilité de campagnes de mesure représentatives d'environnements fréquentés par des enfants en France a été discutée. Les données de l'enquête Plomb-Habitat ont été publiées en 2012 (Glorennec et al., 2012) et documentent les niveaux de plomb et d'autres éléments métalliques dans les poussières intérieures à partir de mesure par lingette mais également dans des sols extérieurs de différentes natures (dur etc.) correspondant aux zones de jeux des enfants. Il est distingué la concentration totale et biodisponible en plomb. Mais les échantillons de sols extérieurs de cette enquête sont peu nombreux.

La définition de protocoles de mesure à mettre en place pour chaque type d'environnement (crèches, écoles, logements, etc.) est nécessaire.

Une VGPI ne peut être utile que si des mesures de gestion peuvent être mises en place et n'est pas nécessairement à retranscrire dans une réglementation.

Actuellement, dans la démarche d'Interprétation de l'État des Milieux (IEM) mise en œuvre dans le cadre de la gestion des risques sanitaires des installations classées<sup>27</sup> ainsi que des sites et sols pollués<sup>28</sup>, les poussières intérieures ne sont pas prises en compte, en particulier du fait de l'absence de valeurs de référence pour ce média. En outre, pour ces situations, les sources de contamination sont externes au bâtiment et il n'est pas distingué de façon suffisamment précise la quantité de sol ingérée à l'extérieur par rapport à celle ingérée à l'intérieur. Pour les sols, la dégradation du milieu peut être évaluée à partir d'une zone locale témoin. Des référentiels environnementaux sont alors pris en compte à partir des bases de

---

<sup>27</sup> Circulaire du 9 août 2013 relative à la démarche de prévention et de gestion des risques sanitaires des installations classées soumises à autorisation.

<sup>28</sup> Instruction interministérielle n° DGS/EA1/DGPR/DGAL/2017/145 du 27 avril 2017 relative à la gestion des sites pollués et de leurs impacts nécessitant la mise en œuvre de mesures de gestion sanitaire et d'études de santé et/ou de mesures de gestion sanitaire des productions animales et végétales

données sur la contamination des sols en éléments métalliques et des milieux urbains (jardins, cours, etc.). La conformité d'un sol repose quant à elle sur des calculs mettant en rapport la dose d'exposition par ingestion de sols avec la valeur toxicologique de référence (VTR) : interprétation des résultats de l'IEM pour la compatibilité des sols avec les usages selon les critères suivants : quotient de danger (QD) inférieur à 0,2 et excès de risque individuel (ERI) inférieur à  $10^{-6}$ . Il convient de noter que ces mesures réalisées dans le cadre d'une IEM et données de référentiels correspondent à des concentrations massiques, relatives à des échantillons de sol prélevés généralement sur 5 cm de profondeur, voire plus, ce qui n'est pas forcément représentatif de l'exposition. Dans le cas de retombées atmosphériques, un guide de l'INERIS fournit des référentiels considérant la distance de la source d'émission sur l'exemple des dioxines et furannes mais un manque de valeur de référence dans l'air ambiant est relevé.

## 8.4 Conclusions sur l'élaboration de VGPI

Les échanges avec les représentants de la communauté scientifique ainsi que ceux tenus avec des gestionnaires et acteurs locaux ont confirmé l'intérêt et la pertinence d'élaborer des VGPI pour protéger la santé et aider à l'interprétation de résultats de mesure. Deux objectifs sont ressortis :

- Identifier une contamination en comparant aux situations habituelles ;
- Identifier une situation à risque.

Si le premier objectif est utile à la gestion, seul le second répond à la définition d'une VGPI, par analogie à celles des VGAI<sup>29</sup> proposées par l'Anses. Aussi, l'élaboration de VGPI doit reposer sur des critères sanitaires pour répondre à la question d'un risque pour la santé.

Une VGPI n'est pertinente que si l'exposition *via* la poussière contribue à au moins 30% de l'exposition totale pour une fraction de la population. La valeur de 30% est arbitraire mais consensuelle au vu des échanges.

Pour la méthode de construction, une approche simple et compréhensible prenant en compte l'existence possible de différentes sources d'exposition est retenue en attribuant une part de la VTR à l'exposition par ingestion de poussière. Cette approche est déjà utilisée par l'OMS pour établir les valeurs guides pour l'eau de boisson (OMS, 2017). Cette part de la VTR allouée à la poussière est notée  $P_{\text{poussière}}$  dans l'équation suivante :

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

Où : PC : poids corporel en kilogramme (kg)

Q : la quantité de poussière ingérée par jour en gramme de poussière par jour ( $\text{g}_{\text{poussière}} \cdot \text{j}^{-1}$ )

VTR : valeur toxicologique de référence exprimée en  $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$

<sup>29</sup> Les VGAI ont été définies comme des concentrations dans l'air d'une substance chimique en dessous desquelles aucun effet sanitaire ou aucune nuisance ayant un retentissement sur la santé n'est attendu pour la population générale, en l'état des connaissances actuelles (Anses, 2016).

VGPI : valeur guide pour la poussière intérieure exprimée en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}_{\text{poussières}}^{-1}$

Indépendamment de la notion de VGPI, il paraît intéressant de comparer les mesures aux concentrations retrouvées dans la poussière. Ce type de référentiel de comparaison nécessite de disposer de données représentatives d'une situation régionale ou nationale.

## 9 Conclusions et recommandations du groupe de travail, adoptées par le CES

Les objectifs de cette auto-saisine sont de mieux caractériser l'exposition de la population à la poussière dans les environnements intérieurs et de se prononcer sur la pertinence et la faisabilité de VGPI. Afin de répondre à ces objectifs, le cheminement de l'expertise suit une ligne conductrice selon les étapes suivantes :

- La nécessité de considérer l'exposition à la poussière ;
- La considération des méthodes de prélèvement et d'analyse de la poussière ;
- L'estimation de la bioaccessibilité des polluants ;
- La modélisation de la dose d'exposition par ingestion ;
- La formulation de propositions pour élaborer des VGPI.

La présentation des conclusions et des recommandations suit cette logique.

La population ciblée est la population générale, non concernée par une exposition dans des locaux professionnels à pollution spécifique, et seules les substances chimiques sont investiguées.

À noter que le terme « poussière » sera utilisé pour désigner les poussières sédimentées sur les surfaces intérieures.

Après l'analyse de la bibliographie, la tenue d'un atelier scientifique et la consultation de parties prenantes, le GT et le CES émettent les conclusions suivantes.

### 9.1 Conclusions

#### **La population est exposée à la poussière par ingestion, inhalation et contact cutané.**

Parmi ces trois voies, l'ingestion semble majoritaire en termes de contribution à l'exposition totale à la poussière, *via* le contact main-surface puis main-bouche. Les études prenant en compte l'inhalation et surtout le contact cutané restent cependant peu nombreuses. En conséquence, par la suite, seule l'ingestion est prise en compte dans les conclusions et recommandations de l'estimation de l'exposition.

#### **L'évaluation de l'exposition de la population aux substances chimiques *via* la poussière nécessite de mesurer (prélever et analyser) cette matrice.**

Le choix des méthodes de prélèvement et de tamisage est déterminant pour que la poussière à analyser soit représentative de celle à laquelle la population est exposée. Il existe trois types de techniques de prélèvement actif ayant pour objectif l'évaluation des concentrations dans la poussière : le balayage, l'aspiration et l'essuyage. Ces techniques de prélèvement ne sont pas toutes normalisées. Le balayage et l'aspiration permettent de connaître les concentrations surfacique et massique<sup>30</sup> alors que l'essuyage ne fournit qu'une concentration surfacique. L'aspiration est la méthode la plus documentée dans la littérature scientifique. Elle permet de réaliser des prélèvements de poussière sur de plus grandes surfaces et donc d'en collecter une plus

---

<sup>30</sup> La concentration massique est exprimée en  $\mu\text{g}$  de substance chimique par masse de poussière ( $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) et la concentration surfacique est exprimée en  $\mu\text{g}$  de substance chimique par  $\text{m}^2$  de surface ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ ).

grande quantité, ce qui facilite son analyse. Elle est utilisable sur tout type de revêtement, au contraire de l'essuyage. Les inconvénients majeurs de cette méthode sont la perte des particules les plus fines et la possible contamination de l'échantillon par le système d'aspiration. Il existe un aspirateur développé spécifiquement pour le prélèvement de poussière aux fins d'analyse, mais difficile d'utilisation en pratique, d'où l'utilisation fréquente d'aspirateurs domestiques modifiés. Le sac de l'aspirateur domestique des occupants peut également être prélevé mais sans garantie de la représentativité de la poussière prélevée par rapport à celle en contact avec les personnes. Il existe également des techniques de prélèvement passif, mais elles ne reflètent qu'une partie de l'exposition notamment car elles ne considèrent que les dépôts atmosphériques.

Dans le cas du balayage et de l'aspiration, un tamisage sans broyage préalable (qui modifierait la granulométrie) est nécessaire pour obtenir la fraction représentative de l'exposition par ingestion. En effet, la fraction granulométrique adhérant aux mains n'est pas bien connue, mais est considérée comme inférieure à 250 µm. L'utilisation de cette fraction inférieure à 250 µm peut entraîner une sous-estimation des concentrations de certains COSV, plus concentrés sur les fractions plus fines.

Les avantages et inconvénients des techniques de prélèvement actif (par balayage, par essuyage avec une lingette et par aspiration avec soit un aspirateur domestique, soit un aspirateur domestique modifié, soit un aspirateur dédié) ainsi que passif sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 13 : Caractéristiques des différentes techniques de prélèvements

	Lingette	Aspirateur dédié	Aspirateur domestique	Balayage	Prélèvement passif
Reconnaissance internationale	Organismes de réglementation pour le plomb	Organismes de réglementation en Europe et USA	Utilisé dans des études scientifiques	Utilisé dans des études scientifiques	Utilisées dans des études scientifiques
Substances chimiques	Métaux et certains COSV	Toutes substances	Toutes substances	Toutes substances	Métaux
Normalisation du protocole	Possible (existante pour le plomb)	Existante (pour le HVS3)	Impossible	Difficile	Possible
Détermination de la granulométrie	Non	Oui (pour le HVS3)	Non (pas sur les plus fines)	Non (pas sur les plus fines)	Non
Superficie échantillonnée	≤ 1 m <sup>2</sup>	Modulable	Modulable	Modulable	Pas concerné
Type de revêtement	Lisse, non poreux	Tous	Tous	Dur	Pas concerné
Unité de mesure	µg.m <sup>-2</sup>	µg.g <sup>-1</sup> et µg.m <sup>-2</sup>	µg.g <sup>-1</sup> et µg.m <sup>-2</sup>	µg.g <sup>-1</sup> et µg.m <sup>-2</sup>	µg.m <sup>-2</sup> .jour <sup>-1</sup>
Résultat utilisable pour estimer une dose d'exposition	Difficile	Oui si surface de collecte connue	Oui si surface de collecte connue	Oui si surface de collecte connue	Oui si surface de collecte connue
Représentativité de la poussière accessible qui adhère aux mains	Forte	Oui après tamisage	Non	Oui modérément après tamisage	Non
Risque de contamination	Faible	Possible, nettoyage nécessaire	Peut être importante pour certains composés organiques	Faible	Faible
Difficulté et coût	Facile et peu coûteux	Plus long, coût variable	Facile et peu coûteux	Facile et peu coûteux	Facile et peu coûteux

La méthode d'analyse est spécifique aux substances chimiques ciblées. Les méthodes le plus souvent utilisées sont par exemple pour les éléments métalliques, une minéralisation acide suivie d'une analyse par ICP-MS (spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif) et pour les composés organiques, une extraction à l'aide d'un solvant organique suivie d'une analyse par chromatographie couplée à la spectrométrie de masse.

**Une fois la concentration de la substance chimique connue, il est possible, pour mieux évaluer l'exposition, de déterminer la fraction biodisponible ou susceptible d'être biodisponible (bioaccessible).** Celle-ci varie selon le composé, les éléments constitutifs et les caractéristiques physico-chimiques de la poussière et le test utilisé. La biodisponibilité, estimée *in vivo*, est la notion la plus pertinente pour affiner la dose d'exposition. Mais pour des raisons techniques, éthiques et de coût, des tests *in vitro* de bioaccessibilité ont été développés afin de fournir une mesure de substitution. Les principaux facteurs qui influencent la bioaccessibilité sont : le pH pour les métaux et la présence d'aliments et d'un adsorbant pour simuler le passage de la paroi intestinale pour les composés organiques. La bioaccessibilité en phase gastrique est souvent supérieure à celle en phase intestinale pour les métaux, équivalente ou inférieure pour les métalloïdes et inférieure pour les composés organiques. La validation *in vivo* de ces tests de bioaccessibilité est un prérequis à leur utilisation. La facilité d'utilisation d'un test est une considération importante, particulièrement lorsque de nombreux échantillons doivent être analysés.

Pour les contaminants métalliques, les tests PBET, IVG, DIN, UBM, IVD (RIVM) et RBALP ont été validés au regard des protocoles (faisabilité technique, représentativité physiologique), des résultats (corrélation des résultats *in vitro* et *in vivo*), et des critères de répétabilité et reproductibilité. Pour les composés organiques, les tests *in vitro* actuellement utilisés (PBET, SHIME, FOREhST, IVG et DIN) sont en cours de développement et ne sont pas validés par des modèles *in vivo*.

**Pour évaluer l'exposition par ingestion de poussière, la dose est le plus souvent estimée à partir de concentrations massiques et de quantités de poussière ingérée en  $\text{mg}\cdot\text{j}^{-1}$ .** Les quantités de poussière ingérée les plus utilisées sont celles proposées par l'US EPA, fondées sur une revue de la littérature et régulièrement actualisées avec un processus d'expertise collective indépendante. Les concentrations surfaciques tiennent compte à la fois de l'empoussièrément et de la concentration de la poussière en substance chimique. Elles sont par contre influencées par le délai entre le dernier nettoyage et la mesure. L'utilisation des concentrations surfaciques se heurte également au manque de littérature sur le taux d'ingestion ( $\text{m}^2\cdot\text{j}^{-1}$ ) et sur le taux de transfert main-bouche ( $\text{cm}^2\cdot\text{événement}^{-1}$ ) pour calculer la dose ingérée. Dans certains cas, par exemple pour le plomb au domicile, il existe des modèles reliant les concentrations dans la poussière à l'exposition.

**Pour interpréter les résultats de mesure en terme de risque, des VGPI sont considérées pertinentes** dès lors que l'ingestion de poussière contribue de manière notable à l'exposition totale : au moins 30% selon l'atelier scientifique, pour au moins une partie de la population. Sa méthode de construction doit être simple et compréhensible en tenant compte des autres sources d'exposition. Une comparaison aux concentrations habituellement retrouvées dans la poussière est également utile pour interpréter des résultats de mesure.

## 9.2 Recommandations

Au vu des conclusions, le CES et le GT émettent les recommandations suivantes pour l'évaluation de l'exposition de la population générale aux substances chimiques présentes dans la poussière sur les surfaces intérieures :

**La recommandation principale du CES et du GT est de considérer la poussière dans l'évaluation de l'exposition de la population aux substances chimiques non volatiles et semi-volatiles. L'ingestion de poussière doit être prise en compte dès à présent.** Par ailleurs, il est nécessaire d'effectuer une veille scientifique sur les expositions par voies cutanée et inhalée.

Le CES et le GT recommandent également :

### **Concernant les méthodes de prélèvement, de traitement et d'analyse de la poussière, de :**

- Réaliser le prélèvement dans des conditions représentatives de l'utilisation et de l'entretien habituels des lieux ;
- Prélever sur les surfaces où la population est le plus en contact avec la poussière (par exemple : lieux préférentiels de jeux des enfants) ;
- Normaliser les méthodologies de prélèvement, compte tenu de l'impact de cette étape sur l'estimation de l'exposition ;
- Utiliser la technique de prélèvement par aspiration et de préférence avec un aspirateur dédié et adapté, en mesurant la superficie aspirée, afin de documenter à la fois les concentrations massique et surfacique. Cette recommandation ne s'applique pas au dispositif réglementaire existant de lutte contre les expositions au plomb pour lequel un prélèvement par lingette est adéquat ;
- Accompagner le prélèvement de poussière d'un relevé d'informations sur l'environnement et les conditions de prélèvement (par exemple : type de pièce, date du dernier ménage, nombre de personnes fréquentant la pièce en moyenne, nature des surfaces) ;
- Utiliser un tamisage à 250 µm dans l'attente de nouveaux éléments concernant la fraction granulométrique la plus pertinente pour l'évaluation de l'exposition ;
- Améliorer les connaissances sur la fraction granulométrique la plus pertinente pour évaluer l'exposition, en particulier pour les COSV.

### **Concernant la prise en compte de la biodisponibilité et/ou de la bioaccessibilité orale :**

- Avoir une approche itérative en considérant dans un premier temps une valeur protectrice de 100% pour la biodisponibilité. S'il est nécessaire d'affiner l'évaluation de l'exposition, il est possible :
  - Pour les métaux, d'utiliser un test physiologique avec analogues gastro-intestinaux qui a été validé et standardisé (UBM, DIN et RBALP). Parmi ces trois tests, RBALP est le moins complexe pour estimer la bioaccessibilité des métaux dans la phase gastrique uniquement ;
  - Pour les métaux et métalloïdes, de développer puis valider des tests de bioaccessibilité plus faciles à mettre en œuvre et moins coûteux que les tests actuellement disponibles ;

- Pour les composés organiques, mettre au point et valider *in vivo* un test *in vitro* de bioaccessibilité. L'état des connaissances actuelles oriente vers un test modélisant à *minima* le compartiment intestinal et son aspect dynamique par l'ajout d'un adsorbant.

### Concernant l'estimation de l'exposition à la poussière par voie orale :

- Lorsque pour une substance chimique, il existe un modèle spécifique associant les concentrations dans la poussière à l'exposition, comme c'est le cas pour le plomb, examiner la pertinence de ce modèle pour des locaux fréquentés par la population générale en France ;
- En l'absence d'un tel modèle, ce qui est le cas le plus fréquent, calculer la dose à partir de la concentration et des paramètres humains d'exposition ;
  - Utiliser les recommandations de l'US EPA (2017) pour la quantité de poussière ingérée en  $\text{mg.j}^{-1}$  pour les concentrations massiques ;
  - Développer des estimations robustes de l'empoussièrement et des quantités et taux de poussière ingérée ( $\text{mg.j}^{-1}$  et surtout  $\text{m}^2.\text{j}^{-1}$ ) adaptées au contexte français, *via* le GT Anses dédié aux facteurs d'exposition ;
  - Lorsque des données plus robustes seront disponibles pour le taux d'ingestion ( $\text{m}^2.\text{j}^{-1}$ ) et le taux de transfert main-bouche ( $\text{cm}^2.\text{évènement}^{-1}$ ), mesurer les concentrations surfaciques en complément des concentrations massiques.

### Concernant l'élaboration de valeurs guides dans les poussières intérieures (VGPI) :

- Élaborer des VGPI pour des substances pour lesquelles l'ingestion de poussière contribue à au moins 30 % de l'exposition totale pour une partie de la population. Le plomb et la famille des phtalates apparaissent prioritaires ;
- Allouer un pourcentage de la VTR à l'exposition par ingestion de poussière afin de prendre en compte les différentes sources d'exposition pour la construction d'une VGPI.

### En complément de l'élaboration de VGPI :

Comparer les mesures de polluants dans la poussière aux concentrations habituellement retrouvées. Pour cela, il est nécessaire d'acquérir des données de contamination représentatives de la situation française.

**Date de validation du rapport d'expertise collective par le groupe de travail : 17 décembre 2019**

## 10 Bibliographie

### 10.1 Publications

- ABDALLAH M.A., HARRAD S., COVACI A. (2009). Isotope dilution method for determination of polybrominated diphenyl ethers using liquid chromatography coupled to negative ionization atmospheric pressure photoionization tandem mass spectrometry: validation and application to house dust. *Analytical Chemistry* 81(17): 7460-7467.
- ABDALLAH M.A., HARRAD S. (2009). Personal exposure to HBCDs and its degradation products via ingestion of indoor dust. *Environment International* 35(6): 870-876.
- ABDALLAH M.A.E., TILSTON E., HARRAD S., COLLINS S.D. (2012). *In vitro* assessment of the bioaccessibility of brominated flame retardants in indoor dust using a colon extended model of the human gastrointestinal tract, *Journal of Environmental Monitoring* 14: 3276-3283.
- ABDALLAH M.A., PAWAR G., HARRAD S. (2015). Evaluation of *in vitro* vs. *in vivo* methods for assessment of dermal absorption of organic flame retardants: A review. *Environment International* 74: 13-22.
- AFSSA (2009). Étude Individuelle Nationale des Consommations Alimentaires 2 (INCA 2) 2006-2007, 228 p.
- AL-RAJHI M.A., SEAWARD M.R.D., AL-AAMER A.S. (1996). Metal levels in indoor and outdoor dust in Riyadh, Saudi Arabia. *Environment International*, 22: 315-324.
- AL-OMRAN L.S., HARRAD S. (2017). Influence of sampling approach on concentrations of legacy and "novel" brominated flame retardants in indoor dust. *Chemosphere* 178: 51-58.
- ALLEN J.G., McCLEAN M.D., STAPLETON H.M., WEBSTER T.F. (2008a). Linking PBDEs in house dust to consumer products using X-ray fluorescence. *Environmental Science and Technology* 42(11): 4222-4228.
- ALLEN J.G., McCLEAN M.D., STAPLETON H.M., WEBSTER T.F. (2008b). Critical factors in assessing exposure to PBDEs via house dust. *Environment International* 34(8): 1085-1091.
- AMORELLO D., BARRECA S., ORECCHIO S., FERRO S. (2015). Platinum in indoor settled dust matter (homes and car). *Microchemical Journal* 123: 76-83.
- ANDERSON B.J., REES S.G., LILEY A., STEWART A.W., WARDILL M.J. (1999). Effect of preoperative paracetamol on gastric volumes and pH in children. *Paediatric Anaesthesia* 9: 203-207.
- Anses (2011). Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2). Rapport d'expertise collective. Maisons-Alfort: Anses, 346 p.
- Anses (2013). Évaluation des risques du bisphénol A (BPA) pour la santé humaine. Rapport d'expertise collective. Maisons-Alfort: Anses, 298 p.
- Anses (2014a). Méthode d'évaluation des risques sanitaires liés à la présence de substances reprotoxiques et/ou perturbatrices endocriniennes dans les produits de consommation. Rapport d'expertise collective. Maisons-Alfort: Anses, 108 p.
- Anses (2014b). Exposition agrégée au plomb: prise en compte des différentes voies d'exposition. Rapport d'appui scientifique et technique. Maisons-Alfort: Anses, 108 p.
- Anses (2016). Proposition de valeurs guides de qualité d'air intérieur - Méthode d'élaboration de valeurs guides de qualité d'air intérieur. Rapport d'expertise collective. Maisons-Alfort: Anses, 90 p.

Anses. (2019a). Caractérisation des transferts de pollution de l'air extérieur vers l'air intérieur. Avis et Rapport d'expertise collective. Maisons-Alfort: Anses, 192 p.

Anses (2019b). Étude des expositions des populations aux pyréthriinoïdes - Étude de cas : Exposition à la perméthrine. Rapport d'appui scientifique et technique. Maisons-Alfort: Anses, 194 p.

ASCHAN-LEYGONIE C., BAUDET-MICHEL S., HARPET C., AUGENDRE M., LAVIE E., GRÉSILLON E., HECHINGER M. (2015). Comment évaluer l'exposition aux pesticides de l'air en population générale ? Enseignements d'une revue bibliographique. *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], Environnement, Nature, Paysage, document 729, mis en ligne le 11 juin 2015, consulté le 14 avril 2019. URL: <http://journals.openedition.org/cybergeo/27056> URL: <http://journals.openedition.org/cybergeo/27056>.

BASTA N., GRADWOHL R. (2000). Estimation of Cd, Pb and Zn bioavailability in smelter-contaminated soils by a sequential extraction procedure. *Journal of Soil Contamination* 9: 149-164.

BATAILLARD P. (2002). Évolution de la spéciation du plomb et du cadmium dans les sols. Thèse à l'Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts.

BEAMER P.I., KLIMECKI W.T., LOH M., VAN HORNE Y.O., SUGENG A.J., LOTHROP N., BILLHEIMER D., GUERRA S., LANTZ R.C., CANALES R.A., MARTINEZ F.D. (2016). Association of Children's Urinary CC16 Levels with Arsenic Concentrations in Multiple Environmental Media. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 13(5): 521.

BEAUSOLEIL M., LEFEBVRE L., BOLDUC D.G., BELLEVILLE D., PHANEUF D. (2012). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec.

BECKER K., SEIWERT M., ANGERER J., KOLOSSA-GEHRING M., HOPPE H.W., BALL M., SCHULZ C., THUMULLA J., SEIFERT B. (2006). GerES IV Pilot Study: Assessment of the exposure of German children to organophosphorus and pyrethroid pesticides. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 209(3): 221-233.

BERGER-PREISS E., LEVSEN K., LENG G., IDEL H., SUGIRI D., RANFT U. (2002). Indoor pyrethroid exposure in homes with woollen textile floor coverings. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 205(6): 459-472.

BERGH C., TORGRIP R., EMENIUS G., ÖSTMAN C. (2011). Organophosphate and phthalate esters in air and settled dust - a multi-location indoor study. *Indoor Air* 21(1): 67-76.

BERIRO D.J., CAVE M.R., WRAGG J., THOMAS R., WILLS G., EVANS F. (2016). A review of the current state of the art of physiologically-based tests for measuring human dermal *in vitro* bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in soil. *Journal of Hazardous Materials* 305: 240-259.

BEKÖ G., WESCHLER C.J., LANGER S., CALLESEN M., TOFTUM J., CLAUSEN G. (2013). Children's phthalate intakes and resultant cumulative exposures estimated from urine compared with estimates from dust ingestion, inhalation and dermal absorption in their homes and daycare centers. *PLoS ONE* 8(4): e62442. doi:10.1371/journal.pone.0062442.

BI X., YUAN S., PAN X., WINSTEAD C., WANG Q. (2015). Comparison, association, and risk assessment of phthalates in floor dust at different indoor environments in Delaware, USA, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 50(14): 1428-1439.

BJÖRKLUND J.A., SELLSTRÖM U., DE WIT C.A., AUNE M., LIGNELL S., DARNERUD P.O. (2012). Comparisons of polybrominated diphenyl ether and hexabromocyclododecane concentrations in dust collected with two sampling methods and matched breast milk samples. *Indoor Air* 22(4): 279-288.

- BLANCHARD O., MERCIER F., RAMALHO O., MANDIN C., LE BOT B., GLORENNEC P. (2013). Measurements of semi-volatile organic compounds in settled dust: influence of storage temperature and duration. *Indoor Air* 24: 125-135.
- BLANCHARD O., GLORENNEC P., MERCIER F., BONVALLOT N., CHEVRIER C., RAMALHO O., MANDIN C., LE BOT B. (2014). Semivolatile organic compounds in indoor air and settled dust in 30 French dwellings. *Environmental Science and Technology* 48(7): 3959-3969.
- BOLAND M. (2016). Human digestion - a processing perspective. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 96: 2275-2283.
- BOOR B.E., SIEGEL J.A., NOVOSELAC A. (2013). Monolayer and multilayer particle deposits on hard surfaces: Literature review and implications for particle resuspension in the indoor environment. *Aerosol Science and Technology* 47(8): 831-847.
- BORNEHAG C.G., LUNDGREN B., WESCHLER C.J., SIGSGAARD T., HAGERHED-ENGMAN L., SUNDELL J. (2005). Phthalates in indoor dust and their association with building characteristics. *Environmental Health Perspectives* 113(10): 1399-1404.
- BOSTRÖM C.E., GERDE P., HANBERG A., JERNSTRÖM B., JOHANSSON C., KYRKLUND T., RANNUG A., TÖRNQVIST M., VICTORIN K., WESTERHOLM R. (2002). Cancer risk assessment, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air. *Environmental Health Perspectives* 110 Suppl 3: 451-488.
- BOUVERET C., RYCHEN G., LERCH S., JONDREVILLE C., FEIDT C. (2013). Relative bioavailability of tropical volcanic soil-bound Chlordecone in piglets. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 61(38): 9269-9274.
- BRADMAN A., GASPAR F., CASTORINA R., TONG-LIN E., McKONE T., MADDALENA R. (2012). *Environmental Exposures in Early Childhood Education Environments*, California Air Resources Board and California Environmental Protection Agency. Center for Environmental Research and Children's Health; Berkeley, CA, USA, 423 p.
- BRADMAN A., CASTORINA R., GASPAR F., NISHIOKA M., COLON M., WEATHERS W., EGEGHY P.P., MADDALENA R., WILLIAMS J., JENKINS P.L., McKONE T.E. (2014). Flame retardant exposures in California early childhood education environments. *Chemosphere* 116: 61-66.
- BRAIN J.D. (1992). Mechanisms, measurement, and significance of lung macrophage function. *Environmental Health Perspectives* 97: 5-10.
- BRANDSMA S.H., DE BOER J., VAN VELZEN M.J., LEONARDS P.E. (2014). Organophosphorus flame retardants (PFRs) and plasticizers in house and car dust and the influence of electronic equipment. *Chemosphere* 116: 3-9.
- BROMMER S., HARRAD S. (2015). Sources and human exposure implications of concentrations of organophosphate flame retardants in dust from UK cars, classrooms, living rooms, and offices. *Environment International* 83: 202-207.
- BRUNEL C. (2005). Dynamique des éléments traces métalliques (Pb, Zn, Cd) sur un petit bassin versant contaminé par des déchets miniers. Cas du bassin versant amont du Lez. Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse III, 276 pp.
- BUTTE W., WALKER G. (1994). Sinn und Unsinn von Hausstaubuntersuchungen – das Für und Wider, Hausstaub als Me\_parameter zum Erkennen einer Innenraumbelastung mit Permethrin, Pentachlorphenol und Lindan (Sense and Nonsense of Analyzing House Dust – Pro and Contra – House Dust as an Indicator for an Indoor Pollution with Permethrin, Pentachlorophenol and Lindane). *VDI-Berichte* 1122: 535-546.
- BUTTE W., HEINZOW B. (2002). Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 175: 1-46.

- CALLAN A.C., HINWOOD A.L., RAMALINGAM M., BOYCE M., HEYWORTH J., McCAFFERTY P., ODLAND J.O. (2013) Maternal exposure to metals - Concentrations and predictors of exposure. *Environmental Research* 126: 111-117.
- CANHA N., MANDIN C., RAMALHO O., WYART G., RIBÉRON J., DASSONVILLE C., DERBEZ M. (2015). Exposure Assessment of Allergens and Metals in Settled Dust in French Nursery and Elementary Schools. *Atmosphere* 6: 1676-1694.
- CANOSA P., PÉREZ-PALACIOS D., GARRIDO-LÓPEZ A., TENA M.T., RODRÍGUEZ I., RUBÍ E., CELA R. (2007). Pressurized liquid extraction with in-cell clean-up followed by gas chromatography-tandem mass spectrometry for the selective determination of parabens and triclosan in indoor dust. *Journal of Chromatography A* 1161(1-2): 105-112.
- CANOSA P., RODRÍGUEZ I., RUBÍ E., CELA R. (2007). Determination of parabens and triclosan in indoor dust using matrix solid-phase dispersion and gas chromatography with tandem mass spectrometry. *Analytical Chemistry* 79(4): 1675-1681.
- CAO Z.G., YU G., CHEN Y.S., CAO Q.M., FIEDLER H., DENG S.B., HUANG J., WANG B. (2012). Particle size: A missing factor in risk assessment of human exposure to toxic chemicals in settled indoor dust. *Environment International* 49: 24-30.
- CAO Z.G., YU G., CHEN Y.S., LIU C., LIU K., ZHANG T., WANG B., DENG S., HUANG J. (2013). Mechanisms influencing the BFR distribution patterns in office dust and implications for estimating human exposure. *Journal of Hazardous Materials* 252-253: 11-18.
- CAO Z.G., XU F., COVACI A., WU M., YU G., WANG B., DENG S., HUANG J. (2014). Differences in the seasonal variation of brominated and phosphorus flame retardants in office dust. *Environment International* 65: 100-106.
- CAO S., DUAN X., ZHAO X., WANG B., MA J., FAN D., SUN C., HE B., WEI F., JIANG G. (2015). Health risk assessment of various metal(loid)s *via* multiple exposure pathways on children living near a typical lead-acid battery plant, China. *Environmental Pollution* 200: 16-23.
- CASTEEL S.W., WEIS C.P., HENNINGSEN G.H., BRATTIN W.J. (2006). Estimation of relative bioavailability of lead in soil and soil-like materials using young swine. *Environmental health perspectives A* 114(8): 1162-1171.
- CAVE M.R., WRAGG J., HARRISON I., VANE C.H., VAN DE WIELE T., DE GROEVE E., NATHANAIL C.P., ASHMORE M., THOMAS R., ROBINSON J., DALY P. (2010). Comparison of batch mode and dynamic physiologically based bioaccessibility tests for PAHs in soil samples. *Environmental Science & Technology* 44: 2654-2660.
- CEQUIER E., IONAS A.C., COVACI A., MARCE R.M., BECHER G., THOMSEN C. (2014). Occurrence of a broad range of legacy and emerging flame retardants in indoor environments in Norway. *Environmental Science and Technology* 48(12): 6827-6835.
- CHARLESWORTH S., DE MIGUEL E., ORDÓÑEZ A. (2011). A review of the distribution of particulate trace elements in urban terrestrial environments and its application to considerations of risk. *Environmental Geochemistry and Health* 33(2): 103-123.
- CHARMAN W.N., PORTER C.J.H., MITHANI S., DRESSMAN J.B. (1997). Physicochemical and physiological mechanisms for the effects of food on drug absorption: the role of lipids and pH. *Journal of Pharmaceutical Sciences* 86: 269-282.
- CHEN H., LU X., CHANG Y., XUE W. (2014). Heavy metal contamination in dust from kindergartens and elementary schools in Xi'an, China. *Environmental Earth Sciences* 71: 2701-2709.
- CHENG Z., CHEN L.J., LI H.H., LIN J.Q., YANG Z.B., YANG Y.Z., XU X.X., XIAN J.R., SHAO J.R., ZHU X.M. (2018). Characteristics and health risk assessment of heavy metals exposure *via*

household dust from urban area in Chengdu, China. *Science of the Total Environment* 619-620: 621-629.

CHIEN L.C., TSOU M.C., HSI H.C., BEAMER P., BRADHAM K., HSEU Z.Y., JIEN S.H., JIANG C.B., DANG W., ÖZKAYNAK H. (2017). Soil ingestion rates for children under 3 years old in Taiwan. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 27(1): 33-40.

COLLINS C.D., CRAGGS M., GARCIA-ALCEGA S., KADEMOGLOU K., LOWE S. (2015). Towards a unified approach for the determination of the bioaccessibility of organic pollutants. *Environment International* 78: 24-31.

CUNHA S.C., KALACHOVA K., PULKRABOVA J., FERNANDES J.O., OLIVEIRA M.B., ALVES A., HAJŠLOVA J. (2010). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) contents in house and car dust of Portugal by pressurized liquid extraction (PLE) and gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS). *Chemosphere* 78(10): 1263-1271.

DALLONGEVILLE A., LE CANN P., ZMIROU-NAVIER D., CHEVRIER C., COSTET N., ANNESI-MAESANO I., BLANCHARD O. (2017). Concentration and determinants of molds and allergens in indoor air and house dust of French dwellings. *Science of the Total Environment* 536: 964-972.

DARNEY K., BODIN L., BOUCHARD M., CÔTÉ J., VOLATIER J.-L., DESVIGNES V. (2018). Aggregate exposure of the adult French population to pyrethroids. *Toxicology and applied pharmacology* 351: 21-31.

DARUS F.M., NASIR R.A., SUMARI S.M., ISMAIL Z.S., OMAR N.A. (2012). Heavy metals composition of indoor dust in nursery schools building. *Procedia - Social and Behavioral Sciences* 38: 169-75.

DAUGHERTY A.L., MRSNY R.J. (1999). Transcellular uptake mechanisms of the intestinal epithelial barrier. *Pharmaceutical Science & Technology Today* 2: 144-151.

DAVIS A., RUBY M.V., GOAD P., EBERLE S., CHRYSOULIS S. (1997). Mass balance on surface-bound mineralogic, and total lead concentrations as related to industrial aggregate bioaccessibility. *Environmental Science & Technology* 31: 37-44.

DEAN J. R., MA R. (2007). Approaches to assess the oral bioaccessibility of persistent organic pollutants: A critical review. *Chemosphere* 2007, 68(8): 1399-1407.

DE MERINGO A., MORSCHEIDT C., THÉLOHAN S., TIESLER H. (1994). *In vitro* assessment of biodurability: Acellular systems. *Environmental Health Perspectives* 102: 47-53.

DELANNOY M., RYCHEN G., FOURNIER A., JONDREVILLE C., FEIDT C. (2014). Effects of condensed organic matter on PCBs bioavailability in juvenile swine, an animal model for young children. *Chemosphere* 104: 105-2.

DENYS S., CABOCHE J., FEIDT C., HAZEBROUCK B., DOR F., DABIN C., FLOCH-BARNEAUS A., TACK K. (2009). Biodisponibilité et bioaccessibilité des métaux et metalloïdes des sols pollués pour la voie orale chez l'homme, *Environnement, Risques & Santé* 8: 433-438.

DENYS S., CABOCHE J., TACK K., RYCHEN G., WRAGG J., CAVE M., JONDREVILLE C., FEIDT C. (2012). *In vivo* validation of the unified BARGE method to assess the bioaccessibility of arsenic, antimony, cadmium, and lead in soils. *Environmental Science & Technology* 5;46(11): 6252-6560.

DE WIT C.A., BJÖRKLUND J.A., THURESSON K. (2012). Tri-decabrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in indoor air and dust from Stockholm microenvironments 2: Indoor sources and human exposure. *Environment International* 39(1): 141-147.

DEZIEL N.C., BEANE FREEMAN L.E., GRAUBARD B.I., JONES R.R., HOPPIN J.A., THOMAS K., HINES C.J., BLAIR A., SANDLER D.P., CHEN H., LUBIN J.H., ANDREOTTI G., ALAVANJA M.C., FRIESEN M.C. (2017). Relative contributions of agricultural drift, para-occupational, and residential

- use exposure pathways to house dust pesticide concentrations: meta-regression of published data. *Environmental Health Perspectives* 125: 296-305.
- DOR F., DENYS S. et les membres du GT (2012). Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants. État des connaissances et propositions. Saint-Maurice (Fra) : Institut de veille sanitaire, septembre 2012, 83 p.
- DRESSMAN J.B., BERARDI R.R., DERMENTZOGLOU L.C., RUSSEL T.L., SCHMALTZ S.P., BARNETT J.L., JARVENPAA K.M. (1990). Upper gastrointestinal (GI) pH in young, healthy men and women. *Pharmaceutical Research* 7: 756-761.
- DREXLER J.W., BRATTIN W.J. (2007). An *In Vitro* Procedure for Estimation of Lead Relative Bioavailability: With Validation. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 13(2): 383-401.
- DRIS R., GASPERI J., MIRANDE C., MANDIN C., GUERROUACHE M., LANGLOIS V., TASSIN B. (2017). A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. *Environmental Pollution* 221: 453-458.
- DULING M.G., STEFANIAK A.B., LAWRENCE R.B., CHIPERA S.J., VIRJI, M.A. (2012). Release of beryllium from mineral ores in artificial lung and skin surface fluids. *Environmental Geochemistry and Health* 34: 313-322.
- EDWARDS R.D., YURKOW E.J., LIOY P.J. (1998). Seasonal deposition of housedusts onto household surfaces. *Science of the Total Environment* 224(1-3): 69-80.
- ELICKSON K.M., MEEKER R.J., GALLO M.A., BUCKLEY B.T., LIOY P.J. (2001). Oral bioavailability of lead and arsenic from a NIST standard reference soil material. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 40: 128-135.
- ERTL H., BUTTE W. (2012). Bioaccessibility of pesticides and polychlorinated biphenyls from house dust: in-vitro methods and human exposure assessment, *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 1-10.
- ETCHEVERS A., LE TERTRE A., LUCAS J.-P., BRETIN P., OULHOTE Y., LE BOT B., GLORENNEC P. (2015). Environmental determinants of different blood lead levels in children: a quantile analysis from a nationwide survey. *Environment international* 74: 152-159.
- FALQ G., ZEGHNOUN A., PASCAL M., VERNAY M., LE STRAT Y., GARNIER R., OLICHON D., BRETIN P., CASTETBON K., FRÉRY N. (2011). Blood lead levels in the adult population living in France the French Nutrition and Health Survey (ENNS 2006-2007). *Environment International* 37(3): 565-571.
- FAN X., KUBWABO C., RASMUSSEN P.E., WU F. (2014). Simultaneous determination of thirteen organophosphate esters in settled indoor house dust and a comparison between two sampling techniques. *Science of the Total Environment* 1(491-492): 80-86.
- FANG M., STAPLETON H.M. (2014) Evaluating the bioaccessibility of flame retardants in house dust using an *in vitro* Tenax bead-assisted sorptive physiologically based method, *Environmental Science & Technology* 48: 13323-13330.
- FANTINO M., GOURMET E. (2008). Nutrient intakes in 2005 by non-breast fed French children of less than 36 months. *Archive de pédiatrie, Organe officiel de la Société française de pédiatrie*. 15(4): 446-455.
- FENSKE R.A., LU C., BARR D., NEEDHAM L. (2002). Children's exposure to chlorpyrifos and parathion in an agricultural community in central Washington State. *Environmental Health Perspectives* 110: 549-553.

- FOURNIER A., FEIDT C., MARCHAND P., VÉNISSEAU A., LE BIZEC B., SELLIER N., ENGEL E., RATEL J., TRAVEL A., JONDREVILLE C. (2011). Kinetic Study of  $\gamma$ -Hexabromocyclododecane Orally given to Laying Hens (*Gallus Domesticus*). *Environmental Science and Pollution Research* 19(2): 440-447.
- FRASER A.J., WEBSTER T.F., WATKINS D.J., STRYNAR M.J., KATO K., CALAFAT A.M., VIEIRA V.M., McCLEAN M.D. (2013). Polyfluorinated compounds in dust from homes, offices, and vehicles as predictors of concentrations in office workers' serum. *Environment International* 60: 128-136.
- FREEMAN G.B., JOHSON J.D., KILLINGER J.M., LIAO S.C., FEDER P.I., DAVIS A.O., RUBY M.V., CHANEY R.L., LOVRE S.C., BERGSTROM P.D. (1992). Relative bioavailability of lead from mining waste soil in rats. *Fundamental and Applied Toxicology* 19: 388-398.
- FREEMAN G.B., SCHOOF R.A., RUBY M.V., DAVIS A.O., DILL J.A., LIAO S.C., LAPIN C.A., BERGSTROM P.D. (1995). Bioavailability of arsenic in soil and house dust impacted by smelter activities following oral administration in cynomolgus monkeys. *Fundamental and Applied Toxicology* 28: 215-222.
- FROMME H., HILGER B., KOPP E., MISEROK M., VÖLKE W. (2014). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), hexabromocyclododecane (HBCD) and "novel" brominated flame retardants in house dust in Germany. *Environment International* 64: 61-68.
- FROMME H., BECHER G., HILGER B., VÖLKE W. (2016). Brominated flame retardants - Exposure and risk assessment for the general population. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 219(1): 1-23.
- FULK F., SUCCOP P., HILBERT T.J., BEIDLER C., BROWN D., REPONEN T., HAYNES E.N. (2017). Pathways of inhalation exposure to manganese in children living near a ferromanganese refinery: a structural equation modeling approach. *Science of the Total Environment* 579: 768-775.
- GARCÍA M., RODRÍGUEZ I., CELA R. (2007a). Microwave-assisted extraction of organophosphate flame retardants and plasticizers from indoor dust samples. *Journal of Chromatography A* 1152(1-2): 280-286.
- GARCÍA M., RODRÍGUEZ I., CELA R. (2007b). Optimisation of a matrix solid-phase dispersion method for the determination of organophosphate compounds in dust samples. *Analytica Chimica Acta* 590(1): 17-25.
- GARCIA-JARES C., REGUEIRO J., BARRO R., DAGNAC T., LLOMPART M. (2009). Analysis of industrial contaminants in indoor air. Part 2. Emergent contaminants and pesticides. *Journal of Chromatography A* 1216(3): 567-597.
- GIOVANNANGELO M., NORDLING E., GEHRING U., OLDENWENING M., BELLANDER T., HEINRICH J., HOEK G., BRUNEKREEF B. (2007). Variation of biocontaminant levels within and between homes - the AIRALLERG study. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 17: 134-140.
- GLORENNEC P. (2006). Analysis and reduction of the uncertainty of the assessment of children's lead exposure around an old mine. *Environmental Research* 100(2): 150-158.
- GLORENNEC P., LEDRANS M., DOR F., ROUIL L., PELINSKI P., BEAU C. et al. (2002) Dépistage du saturnisme infantile : autour des sources industrielles de plomb : analyse de la pertinence de la mise en œuvre d'un dépistage : du diagnostic environnemental à l'estimation des expositions. Tome 1. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire. 70 p.
- GLORENNEC P., LEDRANS M., FABRES B. (2006). Decision tools for selecting industrial sites where a systematic blood lead screening should be implemented. *Revue d'épidémiologie et de santé publique*. 54(2): 117-125.

- GLORENNEC P., DECLERCQ C. (2007). Performance of several decision support tools for determining the need for systematic screening of childhood lead poisoning around industrial sites. *European Journal of Public Health* 17(1): 47-52.
- GLORENNEC P., LUCAS J.-P., MANDIN C., LE BOT B. (2012). French children's exposure to metals *via* ingestion of indoor dust, outdoor playground dust and soil: Contamination data, *Environment International* 15(45): 129-134.
- GLORENNEC P., LUCAS J.-P., MERCAT A.-C., ROUOT A.-C., LE BOT B. (2016). Environmental and dietary exposure of young children to inorganic trace elements. *Environment international* 97: 28-36.
- GLORENNEC P., SERRANO T., FRAVALLO M., WAREMBOURG C., MONFORT C., CORDIER S., VIEL J.F., LE GLÉAU F., LE BOT B., CHEVRIER C. (2017). Determinants of children's exposure to pyrethroid insecticides in western France. *Environment International* 104: 76-82.
- GOLLA V., CURWIN B., SANDERSON W., NISHIOKA M. (2012). Pesticide concentrations in vacuum dust from farm homes: variation between planting and nonplanting seasons. *International Scholarly Research Notices Public Health* 2012: 539397.
- GRØN C., ANDERSEN L. (2003). Human bioaccessibility of heavy metals and PAH from soil. Environmental Project No. 840, Technology Programme for Soil and Groundwater Contamination. Danish Environmental Protection Agency, 113 p.
- GRØN C. (2005). Test for bioaccessibility of metals and PAH from soil – Test selection, validation an application. Report of Environment Agency, 133 p.
- GUENOUNE Y. (2017). Exposition aux bactéries environnementales dans l'habitat : Méthodes de mesure et Impacts sur la santé des occupants. Thèse de doctorat en Biologie et sciences de la santé, dans le cadre de École doctorale Biologie-Santé (Rennes), en partenariat avec l'Université Bretagne Loire (ComuE) et l'Institut de recherche en santé environnement et travail - Rennes (laboratoire).
- GUERRA A., ETIENNE-MESMIN L., LIVRELLI V., DENIS S., BLANQUET-DIOT S., ALRIC M. (2012). Relevance and challenges in modeling human gastric and small intestinal digestion. *Trends in Biotechnology* 30 (11): 591-600.
- GUNEY M., ZAGURY G.J. (2016). Bioaccessibility and other key parameters in assessing oral exposure to PAH-contaminated soils and dust: A critical review. *Human and Ecological Risk Assessment* 22(6): 1396-1417.
- GUNIER R.B., WARD M.H., AIROLA M., BELL E.M., COLT J., NISHIOKA M., BUFFLER P.A., REYNOLDS P., RULL R.P., HERTZ A., METAYER C., NUCKOLS J.R. (2011). Determinants of agricultural pesticide concentrations in carpet dust. *Environmental Health Perspectives* 119: 970-976.
- GUO Y., KANNAN K. (2011). Comparative assessment of human exposure to phtalate esters from house dust in China and the United States. *Environmental Science & Technology* 45: 3788-3794.
- GUSTAFSSON Å., KRAIS A.M., GORZSÁS A., LUNDH T., GERDE P. (2018). Isolation and characterization of a respirable particle fraction from residential house-dust. *Environmental Research* 161: 284-290.
- GUYTON A.C., HALL J.E. (1991). Textbook of medical physiology. Saunders W.B. (Ed.), Philadelphia, PA, 1014 p.
- HAGENS W., LIJZEN J.P., SIPS A., OOMEN A.G. (2008). The bioaccessibility and relative bioavailability of lead from soils for fasted and fed conditions. Bd. 711701080 von RIVM report. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven, 27 p.

- HAMEL S.C., BUCKLEY B., LIOY P.J. (1998). Bioaccessibility of metals in soils for different liquid to solid ratios in synthetic gastric fluid. *Environmental Science & Technology* 32: 358-362.
- HAMEL S.C., ELLICKSON K.M., LIOY P.J. (1999). The estimation of the bioaccessibility of heavy metals in soils using artificial biofluids by two novel methods: mass-balance and soil recapture. *Science of the Total Environment* 244: 273-283.
- HAMMEL S.C., HOFFMAN K., LORENZO A.M., CHEN A., PHILLIPS A.L., BUTT C.M., SOSA J.A., WEBSTER T.F., STAPLETON H.M. (2017). Associations between flame retardant applications in furniture foam, house dust levels, and residents' serum levels. *Environment International* 107: 181-189.
- HASSAN S.K.M. (2012). Metal concentrations and distribution in the household, stairs and entryway dust of some Egyptian homes. *Atmospheric Environment* 54: 207-215.
- HCSP (2014). Expositions au plomb : détermination de nouveaux objectifs de gestion, Haut Conseil en Santé Publique, 101 p.
- HE R., LI Y., XIANG P., LI C., ZHOU C., ZHANG S., CUI X., MA L.Q. (2016) Organophosphorus flame retardants and phthalate esters in indoor dust from different microenvironments: Bioaccessibility and risk assessment, *Chemosphere* 150: 528-535.
- HEAL M.R., HIBBS L.R., AGIUS R.M., BEVERLAND I.J. (2005). Total and water-soluble trace metal content of urban background PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> and black smoke in Edinburgh, UK. *Atmospheric Environment*. 39: 1417-1430.
- HEE S.S.Q., PEACE B., CLARK C.S., BOYLE J.R., BORNSCHEIN R.L., HAMMOND P.B. (1985). Evolution of efficient methods to sample lead sources, such as house dust and hand dust, in the homes of children. *Environmental Research* 38: 77-95.
- HÖGLUND L., RÄISÄNEN J., HÄMÄLÄINEN A.-M., WARHOLM M., VAN DER HAGEN M., SULEIMAN A., KRISTJÁNSSO V., NIELSEN E., KOPP T.I. (2012). Existing Default Values and Recommendations for Exposure Assessment - A Nordic Exposure Group. 179 p.
- HUTTER H.P., MOSHAMMER H., WALLNER P., DAMBERGER B., TAPPLER P., KUNDI M. (2006). Health complaints and annoyances after moving into a new office building: A multidisciplinary approach including analysis of questionnaires, air and house dust samples. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 209(1): 65-68.
- IBANEZ Y., LE BOT B., GLORENNEC P. (2010). House-dust metal content and bioaccessibility: A review. *European Journal of Mineralogy* 22(5): 629-637.
- JAMES K., PETERS R.E., LAIRD B.D., MA W.K., WICKSTROM M., STEPHENSON G.L., SICILIANO S.D. (2011). Human exposure assessment: a case study of eight PAH contaminated soils using *in vitro* digestors and the juvenile swine model, *Environmental Science & Technology* 45: 4586-4593.
- JOHNSON-RESTREPO B., KANNAN K. (2009). An assessment of sources and pathways of human exposure to polybrominated diphenyl ethers in the United States. *Chemosphere* 76: 542-548.
- KADEMOGLOU K., WILLIAMS A.C., COLLINS C.D. (2017). Bioaccessibility of PBDEs present in indoor dust: A novel dialysis membrane method with a Tenax TA® absorption sink, *Science of the Total Environment* 621: 1-8.
- KALACHOVA K., HRADKOVA P., LANKOVA D., HAJŠLOVA J. PULKRABOVA J., (2012). Occurrence of brominated flame retardants in household and car dust from the Czech Republic. *Science of the Total Environment* 441: 182-193.
- KANAPILLY G.M. (1977). Alveolar microenvironment and its relationship to the retention and transport into the blood of aerosols deposited in the alveoli. *Health Physics* 32: 89-100.

- KANG Y., MAN Y.B., CHEUNG K.C., WONG M.H. (2012). Risk assessment of human exposure to bioaccessible phthalate esters *via* indoor dust around the Pearl River Delta, *Environmental Science & Technology* 46: 8422-8430.
- KANG Y., PAN W., LIANG S., ZENG L., ZHANG Q., LUO J., GUO X. (2016). *In vitro* digestion and absorption of BDE-28, -47, -99 and -153 in indoor dust and its implication in risk assessment, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 134 Part1: 11-16.
- KARLSSON M., JULANDER A., VAN BAVEL B., HARDELL L. (2007). Levels of brominated flame retardants in blood in relation to levels in household air and dust. *Environment International* 33(1): 62-69.
- KASTURY F., SMITH E., JUHASZ A. (2017). A critical review of approaches and limitations of inhalation bioavailability and bioaccessibility of metal(loid)s from ambient particulate matter or dust, *Science of the Total Environment* 574: 1054-1074.
- KEDJARUNE U., MIGASENA P., CHANGBUMRUNG S., PONGPAEW P., TUNGTRONGCHITR R. (1997). Flow rate and composition of whole saliva in children from rural and urban Thailand with different caries prevalence and dietary intake. *Caries Research* 31: 148-154.
- KELEPERTZIS E., ARGYRAKI A., BOTSOU F., AIDONA E., SZABO A., SZABO C. (2019). Tracking the occurrence of anthropogenic magnetic particles and potentially toxic elements (PTEs) in house dust using magnetic and geochemical analyses. *Environmental Pollution* 245: 909-920.
- KELLEY N.E., BRAUNING S.E., SCHOOF R.A., RUBY M.V. (2002). Assessing oral bioavailability of metals in soil. Book reviews, Battelle Press, 124 p.
- KOCH I., REIMER K. (2012) Bioaccessibility extractions for contaminant risk assessment. *Comprehensive Sampling and Sample Preparation*, 3: 487-507.
- KORPI A., PASANEN A.-L., PASANEN P., KALLIOKOSKI P. (1997). Microbial growth and metabolism in house dust. *International Biodeterioration and Biodegradation* 40(1): 19-27.
- KREYLING W.G., SEMMLER M., ERBE F., MAYER P., TAKENAKA S., SCHULTZ H., OBERDÖSTER G., ZIESENIS A. (2002). Ultrafine insoluble iridium particles are negligibly translocated from lung epithelium to extrapulmonary organs. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 65: 1513-1530.
- KURT-KARAKUS P.B. (2012). Determination of heavy metals in indoor dust from Istanbul, Turkey: Estimation of the health risk. *Environment International* 50: 47-55.
- LAGESSON H.V., NILSSON A., TAGESSON C. (2000). Qualitative determination of compounds adsorbed on indoor dust particles using GC-UV and GC-MS after thermal desorption. *Chromatographia* 52(9): 621-630.
- LAIRD B.D., VAN DE WIELE T.R., CORRIVEAU M.C., JAMIESON H.E., PARSONS M.B., VERSTRAETE W., SICILIANO S.D. (2007). Gastrointestinal microbes increase arsenic bioaccessibility of ingested mine tailings using the simulator of the human intestinal microbial ecosystem. *Environmental Science and Technology* 41: 5542-5547.
- LANGER S., FREDRICSSON M., WESCHLER C.J., BEKÖ G., STRANDBERG B., REMBERGER M., TOFTUM J., CLAUSEN G. (2016). Organophosphate esters in dust samples collected from Danish homes and daycare centers. *Chemosphere* 154: 559-566.
- LANPHEAR B.P., EMOND M., JACOBS D.E., WEITZMAN M., TANNER M., WINTER N.L., YAKIR B., EBERLY S. (1995). A side-by-side comparison of dust collection methods for sampling lead-contaminated house dust. *Environmental Research* 68: 114-123.
- LANPHEAR B.P., BURGOON D.A., RUST S.W., EBERLY S., GALKE W. (1998). Environmental exposures to lead and urban children's blood lead levels. *Environmental Research* 76(2): 120-130.

- LARSSON K., DE WIT C.A., SELLSTRÖM U., SAHLSTRÖM L., LINDH C.H., BERGLUND M. (2018). Brominated Flame Retardants and Organophosphate Esters in Preschool Dust and Children's Hand Wipes. *Environmental Science and Technology* 52(8): 4878-4888.
- LARSSON K., BERGLUND M. (2018). Children's exposure to chemicals in indoor environments - a literature survey of chemicals in dust. Karolinska Institutet. 102 p.
- LATIF M.T., SAW M.Y., SAAD A., MOHAMAD N., BAHARUDDIN N.H., MOKHTAR M.B., TAHIR N.M. (2014). Composition of heavy metals in indoor dust and their possible exposure: a case study of preschool children in Malaysia. *Air Quality, Atmosphere, and Health* 7: 181-193.
- LE BOT B., GILLES E., DURAND S., GLORENNEC P. (2010). Bioaccessible and quasi-total metals in soil and indoor dust. *European Journal of Mineralogy* 22(5): 651-657.
- LENG G., BERGER-PREISS E., LEVSEN K., RANFT U., SUGIRI D., HADNAGY W., IDEL H. (2005). Pyrethroids used indoor-ambient monitoring of pyrethroids following a pest control operation. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 208(3): 193-199.
- LEVALLOIS P., ST-LAURENT J., GAUVIN D., COURTEAU M., PREVOST M., CAMPAGNA C., LEMIEUX F., NOUR S., D'AMOUR M., RASMUSSEN P.E. (2013). 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.
- LEWIS R.G., FORTUNE C.R., WILLIS R.D., CAMANN D.E., ANTLEY J.T. (1999). Distribution of pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons in house dust as a function of particle size. *Environmental Health Perspectives* 107(9): 721-726.
- LEWIS R.D., ONG K.H., EMO B., KENNEDY J., KESAVAN J., ELLIOT M. (2017). Resuspension of house dust and allergens during walking and vacuum cleaning, *Journal of Occupational and Environmental Hygiene* 15(3): 235-245
- LIN C., WANG B., CUI X., XU D., CHENG H., WANG Q., MA J., CHAI T., DUAN X., LIU X., MA J., ZHANG X., LIU Y. (2017). Estimates of soil ingestion in a population of Chinese children. *Environmental Health Perspectives* 125(7).
- LIOY P.J., FREEMAN N.C.G., MILLETTE J.R. (2002). Dust: A metric for use in residential and building exposure assessment and source characterization. *Environmental Health Perspectives* 110(10): 969-983.
- LITTLE R.C., HENRY P.R., LEWIS A.J., AMMERMAN C.B. (1997). Estimation of relative bioavailability of nutrients using SAS procedures. *Journal of Animal Science* 75: 2672-2683.
- LIU R., HE R., CUI X., MA L.Q. (2018). Impact of particle size on distribution, bioaccessibility, and cytotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in indoor dust. *Journal of Hazardous Materials* 357: 341-347.
- LU C., FENSKE R.A., SIMCOX N.J., KALMAN D.A. (2000). Pesticide exposure of children in an agricultural community: evidence of household proximity to farmland and take home exposure pathways. *Environmental Research* 84: 290-302.
- LU X.W., ZHANG X.L., LI L.Y., CHEN H. (2014). Assessment of metals pollution and health risk in dust from nursery schools in Xian, China. *Environmental Research* 128: 27-34.
- LUCAS J.-P., LE BOT B., GLORENNEC P., ETCHEVERS A., BRETIN P., DOUAY F., SÉBILLE V., BELLANGER L., MANDIN C. (2012). Lead contamination in French children's homes and environment. *Environmental Research*. 116:58-65.
- LUCAS J.-P., BELLANGER L., LE STRAT Y., LE TERTRE A., GLORENNEC P., LE BOT B., ETCHEVERS A., MANDIN C., SÉBILLE V. (2014). Source contributions of lead in residential floor

dust and within-home variability of dust lead loading. *Science of The Total Environment*. 1(470-471):768-779.

LUCATTINI L., POMA G., COVACI A., DE BOER J., LAMOREE M.H., LEONARDS P.E.G. (2018). A review of semi-volatile organic compounds (SVOCs) in the indoor environment: occurrence in consumer products, indoor air and dust. *Chemosphere* 201: 466-482.

MA W.L., SUBEDI B., KANNAN K. (2014). The occurrence of bisphenol a, phthalates, parabens and other environmental phenolic compounds in house dust: A review. *Current Organic Chemistry* 18(17): 2182-2199.

MADDALONI M., LOLACONO N., MANTON W., BLUM C., DREXLER J., GRAZIANO J. (1998). Bioavailability of soilborne lead in adults, by stable isotope dilution. *Environmental Health Perspectives* 106: 1589-1594.

MANDIN C. (2015). Contamination des logements français en composés organiques semi-volatils en phase particulaire. Thèse de doctorat, Université de Rennes 1.

MARCOTTE S., ESTEL L., MINCHIN S., LÉBOUCHER S., LE MEUR S. (2017). Monitoring of lead, arsenic and mercury in the indoor air and settled dust in the Natural History Museum of Rouen (France). *Atmospheric Pollution Research* 8: 483-489.

MATZ C.J., STIEB D.M., DAVIS K., EGYED M., ROSE A., CHOU B., BRION O. (2014). Effects of age, season, gender and urban-rural status on time-activity: Canadian Human Activity Pattern Survey 2 (CHAPS 2). *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11(2): 2018-2124.

McCAULEY L.A., LASAREV M.R., HIGGINS G., ROTHLEIN J., MUNIZ J., EBBERT C., PHILLIPS J. (2001). Work characteristics and pesticide exposures among migrant agricultural families: a community-based research approach. *Environmental Health Perspectives* 109: 533-538.

MEDLIN E.A. (1997). An *in vitro* method for estimating the relative bioavailability of lead in humans. Master's thesis, Department of Geological Sciences, University of Colorado at Boulder.

MÉNARD O., CATTENOZ T., GUILLEMIN H., SOUCHON I., DEGLAIRE A., DUPONT D., PICQUE D. (2014). Validation of a new *in vitro* dynamic system to simulate infant digestion, *Food Chemistry* 145: 1039-1045.

MEIRING J.J., BORM P.J., BAGATE K., SEMMLER M., SEITZ J., TAKENAKA S., KREYLING W.G. (2005). The influence of hydrogen peroxide and histamine on lung permeability and translocation of iridium nanoparticles in the isolated perfused rat lung. *Particle and Fibre Toxicology* 27: 2-3.

MERCIER F., GLORENNEC P., THOMAS O., LE BOT B. (2011). Organic contamination of settled house dust, a review for exposure assessment purposes. *Environmental Science and Technology* 45(16): 6716-6727.

MERCIER F., GLORENNEC P., BLANCHARD O., LE BOT B. (2012). Analysis of semi-volatile organic compounds in indoor suspended particulate matter by thermal desorption coupled with gas chromatography / mass spectrometry. *Journal of Chromatography A* 1254: 107-114.

MERCIER F., GILLES E., SARAMITO G., GLORENNEC P., LE BOT B. (2014). A multi-residue method for the simultaneous analysis in indoor dust of several classes of semi-volatile organic compounds by pressurized liquid extraction and gas chromatography/tandem mass spectrometry, *Journal of Chromatography A* 1336: 101-111.

MEYER I., HEINRICH J., LIPPOLD U. (1999). Factors affecting lead, cadmium, and arsenic levels in house dust in a smelter town in Eastern Germany. *Environmental Research* 81: 32-44.

- MINEKUS M., MARTEAU P., HAVENAAR R., HUIS IN'T VELD J.H.J. (1995). A multicompartimental dynamic computer-controlled model simulating the stomach and small Intestine, Alternatives to laboratory animals 23: 197-209.
- MINEKUS M., ALMINGER M., ALVITO P., BALANCE S., BOHN T., BOURLIEU C., CARRIÈRE F., BOUTROU R., CORREDIG M., DUPONT D., DUFOUR C., EGGER L., GOLDING M., KARAKAYA S., KIRKHUS B., LE FEUNTEUN S., LESMES U., MACIERZANKA A., MACKIE A., MARZE S., McCLEMENTS D.J., MÉNARD O., RECIO I., SANTOS C.N., SINGH R.P., VEGARUD G.E., WICKHAM M.S., WEITSCHIES W., BRODKORB A. (2014). A standardized static *in vitro* digestion method suitable for food - an international consensus. Food & Function 5(6): 1113-1124.
- MITRO S.D., DODSON R.E., SINGLA V., ADAMKIEWICZ G., ELMI A.F., TILLY M.K., ZOTA A.R. (2016). Consumer Product Chemicals in Indoor Dust: A Quantitative Meta-analysis of U.S. Studies. Environmental Science and Technology 50(19): 10661-10672.
- MIZOUCHI S., ICHIBA M., TAKIGAMI H., KAJIWARA N., TAKAMUKU T., MIYAJIMA T., KODAMA H., SOMEYA T., UENO D. (2015). Exposure assessment of organophosphorus and organobromine flame retardants *via* indoor dust from elementary schools and domestic houses. Chemosphere 123: 17-25.
- MOLHAVE L., CLAUSEN G., BERGLUND B., DE CEARRIZ J., KETTRUP A., LINDVALL T., MARONI M., PICKERING A.C., RISSE U., ROTHWEILER H., SEIFERT B., YOUNES M. (1997). Total volatile organic compounds (TVOC) in indoor air quality investigations. Indoor Air 7: 225-240.
- MOLHAVE L., SCHNEIDER T., KIAERGAARD S.K., LARSEN L., NORN S., JORGENSEN O. (2000). House dust in seven Danish offices. Atmospheric Environment 34(28): 4767-4779.
- MOLLY K., VAN DE WOESTYNE M., VERSTRAETE W. (1993). Development of a 5-step multichamber reactor as a simulation of the human intestinal microbial ecosystem. Applied Microbiology and Biotechnology 39: 254-258.
- MOLLY K., VAN DE WOESTYNE M., DE SMET I., VERSTRAETE W. (1994). Validation of the simulator of the human intestinal microbial ecosystem (SHIME) reactor using microorganism-associated activities. Microbial Ecology in Health and Disease 7: 191-200.
- MORAWSKA L., SALTHAMMER T. (2003). Indoor Environment - Airborne Particles and Settled Dust. Wiley, New York, 469 p.
- MORAWSKA L., MOORE M.R., RISTOVSKI Z.D. (2004). Health impacts of ultrafine particles. Desktop literature review and analysis, Canberra, Department of the Environment and Heritage.
- MORRISON A.L., GULSON B.L. (2007). Preliminary findings of chemistry and bioaccessibility in base metal smelter slags. Science of the Total Environment 382: 30-42.
- MOSCHET C., ANUMOL T., LEW B.M., BENNETT D.H., YOUNG T.M. (2018). Household Dust as a Repository of Chemical Accumulation: New Insights from a Comprehensive High-Resolution Mass Spectrometric Study. Environmental Science & Technology 52(5): 2878-2887.
- MOYA J., PHILLIPS L. (2014). A review of soil and dust ingestion studies for children. Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology 24(6): 545-554.
- MUDIE D.M., AMIDON G.E., AMIDON G.L. (2010). Physiological parameters for oral delivery and *in vitro* testing, Molecular Pharmaceutics 7: 1388-1405.
- MUKHTAR A., LIMBECK A. (2013). Recent developments in assessment of bio-accessible trace metal fractions in airborne particulate matter: A review. Analytica Chimica Acta 774: 11-25.
- NILSSON A., KIHLESTRÖM E., LAGESSON V., WESSÉN B., SZPONAR B., LARSSON L., TAGESSON C. (2004). Microorganisms and volatile organic compounds in airborne dust from damp residences. Indoor Air 14 (2): 74-82.

- NRC (2003). Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments: Processes, Tools, and Applications. Washington, DC: National Academies Press, 432 p.
- OBERDÖSTER G., SHARP Z., ATUDOREI V., ELDER A., GELEIN R., LUNTS A., KREYLING W., COX C. (2002). Extrapulmonary translocation of ultrafine carbon particles following whole-body inhalation exposure of rats. *Journal of Toxicology and Environmental Health A* 65: 1531-1543.
- OECD (2010). Test No. 417: Toxicokinetics. OECD Guidelines for the Testing of Chemical, Section 4, 20 p.
- OOMEN A.G. (2000). Determination of oral bioavailability of soil-borne contaminants. PhD, University of Utrecht, 128 p.
- OOMEN A.G., HACK A., MINEKUS M., ZEIJDNER E., CORNELIS C., SCHIOETERS G., VERSTRAETE W., VON DE WIELE T., WRAGG J., ROMPELBERG C.J.M., SIPS A.J.A.M., VAN WIJNEN J.H. (2002). Comparison of five *in vitro* digestion models to study the bioaccessibility of soil contaminants. *Environmental Science & Technology* 36: 3326-3334.
- OOMEN A.G., LIJZEN J.P.A. (2004). Relevancy of human exposure *via* house dust to the contaminants lead and asbestos. Rapport RIVM no 711701037. 58 p.
- OOMEN A.G., BRANDON E., SWARTJES F.A., SIPS A. (2006). How can information on oral bioavailability improve human health risk assessment for lead-contaminated-soils? Implementation and scientific basis. RIVM report, 108 p.
- OOMEN A.G., JANSSEN P.J.C.M., DUSSELDORP A., NOORLANDER C.W. (2008). Exposure to chemicals *via* house dust. Rapport RIVM no 609021064. 99 p.
- 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 - Elaboration des protocoles de prélèvement et d'analyse. Rapport final, 49 p.
- OTHMAN M., LATIFA M.T., MATSUMI Y. (2019). The exposure of children to PM2.5 and dust in indoor and outdoor school classrooms in Kuala Lumpur City Centre, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 170: 739-749.
- OULHOTE Y., LE TERTRE A., ETCHEVERS A., LE BOT B., LUCAS J.P., MANDIN C., LE STRAT Y., LANPHEAR B., GLORENNEC P. (2013). Implications of different residential lead standards on children's blood lead levels in France: Predictions based on a national cross-sectional survey. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 216(6): 743-750.
- ÖZKAYNAK H., XUE J., ZARTARIAN V. G., GLEN G., SMITH L. (2011). Modeled Estimates of Soil and Dust Ingestion Rates for Children. *Risk Analysis* 31(4): 592-608.
- PAN W., KANG Y., ZENG L., ZHANG Q., LUO J., WONG M.H. (2016). Comparison of *in vitro* digestion model with *in vivo* relative bioavailability of BDE-209 in indoor dust and combination of *in vitro* digestion/Caco-2 cell model to estimate the daily intake of BDE-209 *via* indoor dust, *Environmental Pollution* 218: 497-504.
- PAUSTENBACH D.J., FINLEY B.L., LONG T.F. (1997). The critical role of house dust in understanding the hazards posed by contaminated soils. *International Journal of Toxicology* 16(4-5): 339-362.
- PAWAR G., ABDALLAH M.A.E., DE SÁA E.V., HARRAD S. (2016). Dermal bioaccessibility of flame retardants from indoor dust and the influence of topically applied cosmetics, *Journal of Exposure Science et Environmental Epidemiology* 44: 1-6.
- PELFRÈNE A. (2016). Bioaccessibilité des polluants métalliques : Apport à l'évaluation de l'exposition des populations vivant sur des sites contaminés. Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches de l'Université de Lille - Sciences et Technologie, 154 pp.

- PELFRÊNE A., CAVE M.R., WRAGG J., DOUAY F. (2017). *In vitro* investigations of human bioaccessibility from reference materials using simulated lung fluids. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14: 112.
- PELLETIER M., BONVALLOT N., GLORENNEC P. (2017a). Aggregating exposures & cumulating risk for semivolatile organic compounds: A review. *Environmental Research* 158: 649-659.
- PELLETIER M., BONVALLOT N., RAMALHO O., MANDIN C., WEI W., RAFFY G., MERCIER F., BLANCHARD O., LE BOT B., GLORENNEC P. (2017b). Indoor residential exposure to semivolatile organic compounds in France. *Environment International* 109: 81-88.
- PENG H., YANG Y., LIU M., ZHOU J.L. (2012). PAHs in indoor dust samples in Shanghai's universities: levels, sources and human exposure. *Environmental Geochemistry and Health* 34: 587-596.
- POPOOLA O.E., BAMGBOSE O., OKONKWO O.J., AROWOLO T.A., POPOOLA A.O., AWOFOLU O.R. (2012). Heavy metals content in classroom dust of some public primary schools in metropolitan Lagos, Nigeria. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences* 4: 460-465.
- PRAVEENA S.M., ABDUL MUTALIB N.S., ARIS A.Z. (2015). Determination of heavy metals in indoor dust from primary school (Sri Serdang, Malaysia): estimation of the health risks. *Environmental Forensics* 16: 257-263.
- QUNITANA J.B., ROSENDE M., MONTES R., RODRÍGUEZ-ÁLVAREZ T., RODIL R., CELA R., MIRÓ M. (2016). *In vitro* estimation of bioaccessibility of chlorinated organophosphate flame retardants in indoor dust by fasting and fed physiologically relevant extraction tests, *Science of the Total Environment* 580: 540-549.
- RAFFY G. (2018). Exposition humaine aux composés organiques semi-volatils (COSV) en environnement intérieur par ingestion de poussières : évaluation de la bioaccessibilité orale des COSV. Thèse de doctorat, Université de Rennes 1.
- RAFFY G., MERCIER F., GLORENNEC P., MANDIN C., LE BOT B. (2018). Oral bioaccessibility of semi-volatile organic compounds (SVOCs) in settled dust: A review of measurement methods, data and influencing factors. *Journal of Hazardous Materials* 352: 215-227.
- RAMÍREZ N., MARCÉ R.M., BORRULL F. (2011). Determination of parabens in house dust by pressurised hot water extraction followed by stir bar sorptive extraction and thermal desorption-gas chromatography-mass spectrometry, *Journal of Chromatography A* 1218: 6226-6231.
- RASMUSSEN P.E., BEAUCHEMIN S., NUGENT M., DUGANDZIC R., LANOUILLE M., CHÉNIER M. (2008). Influence of matrix composition on the bioaccessibility of copper, zinc, and nickel in urban residential dust and soil. *Human and Ecological Risk Assessment* 14: 351-371.
- RASMUSSEN P.E., LEVESQUE C., CHÉNIER M., GARDNER H.D., JONES-OTAZO H., PETROVIC S. (2013). Canadian House Dust Study: Population-based concentrations, loads and loading rates of arsenic, cadmium, chromium, copper, nickel, lead, and zinc inside urban homes. *Science of the Total Environment* 443: 520-529.
- REGUEIRO J., LLOMPART M., GARCIA-JARES C., CELA R. (2007). Development of a high-throughput method for the determination of organochlorinated compounds, nitromusks and pyrethroid insecticides in indoor dust. *Journal of Chromatography A* 1174(1-2): 112-124.
- REIS A.P., COSTA S., SANTOS I., PATINHA C., NOACK Y., WRAGG J., CAVE M., SOUSA A.J. (2015). Investigating relationships between biomarkers of exposure and environmental copper and manganese levels in house dusts from a Portuguese industrial city. *Environmental Geochemistry and Health*.
- REIS A.P., CAVE M., SOUSA A.J., WRAGG J., RANGEL M.J., OLIVEIRA A.R., PATINHA C., ROCHA F., ORSIERE T., NOACK Y. (2018). Lead and zinc concentrations in household dust and

- toenails of the residents (Estarreja, Portugal): a source-pathway-fate model. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 20: 1210-1224.
- RINTALA H., PITKÄRANTA M., TÄUBEL M. (2012). Microbial communities associated with house dust. *Advances in Applied Microbiology* 78: 75-120.
- RODRIGUEZ R.R., BASTA N.T. (1999). An *in vitro* gastrointestinal method to estimate bioavailable arsenic in contaminated soils and solid media. *Environmental Science & Technology* 33: 642-649.
- ROSTAMI I., JUHASZ A. (2011). Assessment of Persistent Organic Pollutant (POP) Bioavailability and Bioaccessibility for Human Health Exposure Assessment: A Critical Review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 41: 623-656.
- RUBY M.V., DAVIS A., LINK T.E., SCHOOF R., CHANEY R.L., FREEMAN G.B., BERGSTORM P. (1993). Development of an *in vitro* screening-test to evaluate the *in vivo* bioaccessibility of ingested mine-waste lead. *Environmental Science & Technology* 26: 1242-1248.
- RUBY M.V., DAVIS A., SCHOOF R., EBERLE S., SELLSTONE C.M. (1996). Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test. *Environmental Science & Technology* 30: 422-430.
- RUBY M.V., SCHOOF R., BRATTIN W., GOLDADE M., POST G., HARNOIS M., MOSBY D.E., CASTEEL S.W., BERTI W., CARPENTER M., EDWARDS D., CRAGIN D., CHAPPELL W. (1999). Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganics in soil for use in human health risk assessment. *Environmental Science & Technology* 33: 3697-3705.
- RUBY M.V., LOWNEY Y.W., BUNGE A.L., ROBERTS S.M., GOMEZ-EYLES J.L., GHOSH U., KISSEL J.C., TOMLINSON P., MENZIE C. (2016). Oral bioavailability, bioaccessibility, and dermal absorption. *Environmental Science & Technology* 50(5): 2151-2164.
- RUI-WEN H., YUN-ZI L., PING X., CHAO L., XIN-YI C., LENA Q.M. (2018). Impact of particle size on distribution and human exposure of flame retardants in indoor dust. *Environmental Research* 162(2018): 166-172.
- SAIKAT S., BARNES B., WESTWOOD D. (2007). A review of laboratory results for bioaccessibility values of arsenic, lead and nickel in contaminated UK soils. *Journal of Environmental Science and Health Part A* 42: 1213-1221.
- Santé Canada (2018). Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés aux dépôts de poussière intérieure. 53 p.
- SCHRODER L., BASTA N.T., CASTEEL S.W., EVANS T.J., PAYTON M.E., SI J. (2004). Validation of the *in vitro* gastrointestinal (IVG) method to estimate relative bioavailable lead in contaminated soils. *Journal of Environmental Quality* 33: 513-521.
- SEIFERT B. (1998). Die Untersuchung von Hausstaub in Hinblick auf Expositionsabschätzungen. *Bundesgesundheitsblatt* 41: 383-391.
- SEIFERT B., BECKER K., HOFFMANN K., KRAUSE C., SCHULZ C. (2000). The German Environmental Survey 1990/1992 (GerES II): a representative population study. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 10(2): 103-114.
- SHANI-LEVI C., ALVITO P., ANDRÉS A., ASSUNÇÃO R., BARBERÁ R., BLANQUET-DIOT S., BOURLIEU C., BRODKORB A., CILLA A., DEGLAIRE A., DENIS S., DUPONT D., HEREDIA A., KARAKAYA S., GIOSAFATTO C.V.L., MARINIELLO L., MARTINS C., MÉNARD O., EL S.N., VEGARUD G.E., ULLEBERG E., LESMES U. (2016). Extending *in vitro* digestion models to specific human populations: Perspectives, practical tools and bio-relevant information. *Trends in Food Science & Technology* 60: 52-63.

- SICILIANO S.D., LAIRD B.D., LEMIEUX C.L. (2010). Polycyclic aromatic hydrocarbons are enriched but bioaccessibility reduced in brownfield soils adhered to human hands. *Chemosphere* 80(9): 1101-1108.
- SIMCOX N.J., FENSKE R.A., WOLZ S.A., LZZ I.C., KALMAN D.A. (1995). Pesticides in household dust and soil: exposure pathways for children of agricultural families. *Environmental Health Perspectives* 103: 1126-1134.
- SIPS A.J.A.M., BRUIL M.A., DOBBE C.J.G., KLAASSEN R., PEREBOOM D.P.K.H., ROMPELBERG C.J.M. (1998). Feasibility of an in-vitro digestion model for determining bioaccessibility of contaminants from ingested soil. National Institute of Public Health and the Environment.
- SIPS A.J.A.M., BRUIL M.A., DOBBE C.J.G. (2001). Bioaccessibility of contaminants from ingested soil in humans. Method development and research in the bioaccessibility of lead and benzo[a]pyrene. RIVM report 711701012/2001, 22-40 p.
- SJÖDIN A., PÄPKE O., McGAHEE E., FOCANT J.F., JONES R.S., PLESS-MULLOLI T., TOMS L.M.L., HERRMANN T., MÜLLER J., NEEDHAM L.L., PATTERSON J. (2008). Concentration of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in household dust from various countries. *Chemosphere* 73(1): S131-S136.
- SONNETTE A., MILLET M., OCAMPO R., ALLEMAN L., CODDEVILLE P. (2017). Tenax-TA Spiking Approach of Thermal Desorption Coupled to GC-MSMS for the Quantification of PAHs in Indoor Air and Dust. *Polycyclic Aromatic Compounds* 37(2-3): 170-177.
- STANEK E.J., CALABRESE E.J., XU B. (2012). Meta-Analysis of Mass-Balance Studies of Soil Ingestion in Children. *Risk Analysis* 32(3): 433-447.
- STAPLETON H.M., DODDER N.G. (2008). Photodegradation of decabromodiphenyl ether in house dust by natural sunlight. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27(2): 306-312.
- STARR J.M., LI W., GRAHAM S.E., BRADHAM B.D., STOUT II D.M., WILLIAMS A., SYLVA J. (2016) Using paired soil and house dust samples in an *in vitro* assay to assess the post ingestion bioaccessibility of sorbed fipronil, *Journal of Hazardous Materials* 312: 141-149.
- STEFANIAK A.B., DULING M.G., GEER L., VIRJI M.A. (2014). Dissolution of the metal sensitizers Ni, Be, Cr in artificial sweat to improve estimates of dermal bioaccessibility. *Environmental Science: Processes & Impacts* 16: 341-351.
- STERLING D.A., ROEGNER K.C., LEWIS R.D., LUKE D.A., WILDER L.C., BURCHETTE S.M. (1999). Evaluation of four sampling methods for determining exposure of children to lead-contaminated household dust. *Environmental Research* 81(2): 130-141.
- STRYNAR M.J., LINDSTROM A.B. (2008). Perfluorinated compounds in house dust from Ohio and North Carolina, USA. *Environmental Science & Technology* 42(10): 3751-3756.
- TAHIR N., POH S.C., JAAFAR M. (2007). Determination of heavy metals content in soils and indoor dusts from nurseries in Dungun, Terengganu. *Malaysian Journal of Analytical Sciences* 11: 280-286.
- TAN J., CHENG S.M., LOGANATH A., CHONG Y.S., OBBARD J.P. (2007). Selected organochlorine pesticide and polychlorinated biphenyl residues in house dust in Singapore. *Chemosphere* 68: 1675-1682.
- TAN S.Y., PRAVEENA S.M., ABIDIN E.Z., CHEEMA M.S. (2016). A review of heavy metals in indoor dust and its human health-risk implications. *Reviews on Environmental Health* 31(4): 447-456.
- TAY J.H., SELLSTRÖM U., PAPADOPOULOU E., PADILLA-SANCHEZ J.A., SMASTUEN HAUG L., DE WITT C.A. (2018). Assessment of dermal exposure to halogenated flame retardants:

comparison using direct measurements from hand wipes with an indirect estimation from settled dust concentrations. *Environment International* 115: 285-294.

TILSTON E., GIBSON G.R., COLLINS C.D. (2011). Colon Extended Physiologically Based Extraction Test (CE-PBET) Increases Bioaccessibility of Soil-Bound PAH. *Environmental Science & Technology* 45(0): 5301-5308.

TONG S.T., LAM K.C. (2000). Home sweet home? A case study of household dust contamination in Hong Kong. *Science of the Total Environment* 256: 115-123.

TRUDEL D., SCHERINGER M., VON GOETZ N., HUNGERBÜHLER K. (2011). Total consumer exposure to polybrominated diphenyl ethers in North America and Europe. *Environmental science & technology* 45(6): 2391-2397.

TUE N.M., SUZUKI G., TAKAHASHI S., KANNAN K., TAKIGAMI H., TANABE S. (2013). Dioxin-related compounds in house dust from New York State: Occurrence, *in vitro* toxic evaluation and implications for indoor exposure. *Environmental Pollution* 181: 75-80.

TURNER A. (2011). Oral bioaccessibility of trace metals in household dust: a review. *Environmental Geochemistry and Health* 33(4): 331-341.

US EPA (2007a). Estimation of relative bioavailability of lead in soil and soil-like materials using *in vivo* and *in vitro* methods. OSWER 9285.7-77, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, USA, 24 p.

US EPA (2007b). Guidance for evaluating the oral bioavailability of metals in soils for use in human health risk assessment. OSWER 9285.7-80, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, USA, 25 p.

US EPA (2009). Validation assessment of *in vitro* lead bioaccessibility assay for predicting relative bioavailability of lead in soils and soil-like materials at superfund sites. US EPA and Office of Solid Waste and Emergency Response, 2009. OSWER 9200.3-51, 14 p.

US EPA (2011). Exposure factors handbook. Office of Research and Development: Washington, DC., 1466 p.

US EPA (2017). Update for Chapter 5 of the Exposure Factors Handbook - Soil and Dust Ingestion. Office of Research and Development: Washington, DC., 100 p.

UZU G., SOBANSKA S., SARRET G., SAUVAIN J.J., PRADÈRE P., DUMAT C. (2010). Characterization of lead- recycling facility emissions at various workplaces: Major insights for sanitary risks assessment. *Journal of Hazardous Materials* 186(2-3): 1018-1027.

VAN HOLDERBEKE M., CORNELIS C., BIERKENS J., TORFS R. (2008). Review of the soil ingestion pathway in human exposure assessment. Study in support of the BeNeKempen project-subproject on harmonization of the human health risk assessment methodology, Rapport final. Malines, Belgique : VITO. 2008/IMS/R/0151.

VON LINDERN I., SPALINGER S., STIFELMAN M.L., STANEK L.W., BARTREM C. (2016). Estimating children's soil/dust ingestion rates through retrospective analyses of blood lead biomonitoring from the Bunker Hill superfund site in Idaho. *Environmental Health Perspectives* 124(9): 1462-1470.

WANG W., WU F., ZHENG J., WONG M.H. (2013). Risk assessments of PAHs and Hg exposure *via* settled house dust and street dust, linking with their correlations in human hair. *Journal of Hazardous Materials* 263: 627-637.

WANG W., HUANG M.-J., WU F., KANG Y., WANG H.-S., CHEUNG K.C., WONG M.H. (2013). Risk assessment of bioaccessible organochlorine pesticides exposure *via* indoor and outdoordust, *Atmospheric Environment* 77: 525-533.

WARD M.H., LUBIN J., GIGLIERANO J., COLT J.S., WOLTER C., BEKIROGLU N., CAMANN D., HARTGE P., NUCKOLS J.R. (2006). Proximity to crops and residential exposure to agricultural herbicides in Iowa. *Environmental Health Perspectives* 114: 893-897.

WEI W., MANDIN C., BLANCHARD O., MERCIER F., PELLETIER M., LE BOT B., GLORENNEC P., RAMALHO O. (2016). Distributions of the particle/gas and dust/gas partition coefficients for seventy-two semi-volatile organic compounds in indoor environment. *Chemosphere* 153: 212-219.

WEI W., BONVALLOT N., GUSTAFSSON Å, RAFFY G., GLORENNEC P., KRAIS A., RAMALHO O., LE BOT B., MANDIN C. (2018). Bioaccessibility and bioavailability of environmental semi-volatile organic compounds *via* inhalation: A review of methods and models. *Environment International* 113: 202-213.

WEISS J.M., GUSTAFSSON Å, GERDE P., BERGMAN A., LINDH C.H., KRAIS A.M. (2018). Daily intake of phthalates, MEHP, and DINCH by ingestion and inhalation. *Chemosphere* 208: 40-49.

WESCHLER C.J., NAZAROFF W.W. (2008). Semivolatile organic compounds in indoor environments. *Atmospheric Environment* 42(40): 9018-9040.

WESCHLER C.J., NAZAROFF W.W. (2010). SVOC partitioning between the gas phase and settled dust indoors. *Atmospheric Environment* 44(30): 3609-3620.

WESCHLER C.J., NAZAROFF W.W. (2012). SVOC exposure indoors: fresh look at dermal pathways. *Indoor Air* 22: 356-377.

WHITE P.D., VAN LEEUWEN P., DAVIS B.D., MADDALONI M., HOGAN K.A., MARCUS A.H., ELIAS R.W. (1998). The conceptual structure of the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children. *Environmental Health Perspectives*. 106(6):1513-1530.

WHITEHEAD T.P., METAYER C., BUFFLER P., RAPPAPORT S.M. (2011). Estimating exposures to indoor contaminants using residential dust. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 21(6): 549-564.

WHITEHEAD T.P., CRISPO SMITH S., PARK J.S., PETREAS M.X., RAPPAPORT S.M., METAYER C. (2015). Concentrations of Persistent Organic Pollutants in California Children's Whole Blood and Residential Dust. *Environmental Science and Technology* 49(15): 9331-9340.

WILSON R., JONES-OTAZO H., PETROVIC S., MITCHELL I., BONVALOT Y., WILLIAMS D., RICHARDSON G.M. (2013). Revisiting Dust and Soil Ingestion Rates Based on Hand-to-Mouth Transfer. *Human and Ecological Risk Assessment* 19(1): 158-188.

WILSON R., MITCHELL I., RICHARDSON G.M. (2016). Estimation of dust ingestion rates in units of surface area per day using a mechanistic hand-to-mouth model. *Human and Ecological Risk Assessment* 22(4): 874-881.

WISEMAN C.L.S. (2015). Analytical methods for assessing metal bioaccessibility in airborne particulate matter: A scoping review. *Analytica Chimica Acta* 877: 9-18.

WITSCHGER O., FABRIES J. (2005). Particules ultra-fines et santé au travail. Sources et caractérisation de l'exposition. *Hygiène et sécurité au travail - Cahier de notes documentaires* 2228-199, 37-54.

WORMUTH M., SCHERINGER M., VOLLENWEIDER M., HUNGERBÜHLER K. (2006). What are the sources of exposure to eight frequently used phthalic acid esters in Europeans? *Risk Analysis* 26(3): 803-824.

WRAGG J., CAVE M.R., BASTA N., BRANDON E., CASTEEL S.E.B., DENYS S., GRØN C., OOMEN A.G., REIMER K., TACK K., VAN DE WIELE T. (2011). An inter-laboratory trial of the unified BARGE bioaccessibility method for arsenic, cadmium and lead in soil. *Science of the Total Environment* 409: 4016-4030.

WU N., HERRMANN T., PAEPKE O., TICKNER J., HALE R., HARVEY L.E., LA GUARDIA M., McCLEAN M.D., WEBSTER T.F. (2007). Human exposure to PBDEs: associations of PBDE body burdens with food consumption and house dust concentrations. *Environmental Science and Technology* 41(5): 1584-1589.

XU F., GIOVANOULIS G., VAN WAES S., PADILLA-SANCHEZ J.A., PAPADOPOULOU E., MAGNER J., HAUG L.S., NEELS H., COVACI A. (2016). Comprehensive Study of Human External Exposure to Organophosphate Flame Retardants *via* Air, Dust, and Hand Wipes: The Importance of Sampling and Assessment Strategy. *Environmental Science and Technology* 50(14): 7752-7760.

YADAV I.C., DEVI N.L., SINGH V.K., LI L., ZHANG G. (2019). Spatial distribution, source analysis, and health risk assessment of heavy metals contamination in house dust and surface soil from four major cities of Nepal. *Chemosphere* 218: 1100-1113.

YANG Y., LIU L., XIONG Y., ZHANG G., WEN H., LEI J., GUO L., LYU Y. (2016). A comparative study on physicochemical characteristics of household dust from a metropolitan city and a remote village in China. *Atmospheric Pollution Research* 7(6): 1090-1100.

YOSHINAGA J., YAMASAKI K., YONEMURA A., ISHIBASHI Y., KAIDO T., MIZUNO K., TAKAGI M., TANAKA A. (2014). Lead and other elements in house dust of Japanese residences: Source of lead and health risks due to metal exposure. *Environmental Pollution* 189: 223-228.

YU Y.-X., PANG Y. ZHANG X.-Y., LI C., YU Z.-Q., FU J. (2011). Optimization of an *in vitro* method to measure the bioaccessibility of polybrominated diphenyl ethers in dust using response surface methodology, *Journal of Environmental Sciences* 23: 1738-1746.

YUSWIR N.S., PRAVEENA S.M., ARIS A.Z., HASHIM Z. (2013). Bioavailability of heavy metals using *in vitro* digestion model: A state of present knowledge. *Reviews on Environmental Health* 28(4): 181-187.

ZENG D., KANGA Y., CHEN J., LI A., CHENA W., LI Z., HE L., ZHANG Q., LUO J., ZENG L. (2019). Dermal bioaccessibility of plasticizers in indoor dust and clothing. *Science of the Total Environment* 672: 798-805.

ZHANG Z., KLEINSTREUER C., DONOHUE J., KIM C. (2005). Comparison of micro- and nano-size particle depositions in a human upper airway model. *Journal of Aerosol Science* 36: 211-233.

ZHANG Y., PIGNATELLO J.J., TAO S., XING B. (2015). Bioaccessibility of PAHs in fuel soot assessed by an *in vitro* digestive model with absorptive sink: effect of food ingestion. *Environmental Science & Technology* 49(24): 14641-14648.

ZHENG J., CHEN K., YAN X., CHEN S.J., HU G.C., PENG X.W., YUAN J.G., MAI B.X., YANG Z.Y. (2013). Heavy metals in food, house dust, and water from an e-waste recycling area in South China and the potential risk to human health. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 96: 205-212.

ZHOU L., HILTSCHER M., PUTTMANN W. (2017). Occurrence and human exposure assessment of organophosphate flame retardants in indoor dust from various microenvironments of the Rhine/Main region, Germany. *Indoor Air* 27(6): 1113-1127.

ZHU Q., JIA J., ZHANG K., ZHANG H., LIAO C., JIANG G. (2019). Phthalate esters in indoor dust from several regions, China and their implications for human exposure. *Science of the Total Environment* 652: 1187-1194.

## 10.2 Normes

ASTM 5438 (2017). Standard Practice for Collection of Floor Dust for Chemical Analysis.

DIN 19738 (2004). Qualité du sol - Évaluation de la disponibilité intestinale des polluants organiques et inorganiques des sols contaminés.

ISO/DIS 16751 (2015). Qualité du sol - Disponibilité environnementale des composés organiques non polaires - Détermination de la fraction biodisponible potentielle et de la fraction non biodisponible en utilisant un agent adsorbant ou complexant fort.

ISO/DIS 17924 (2016). Qualité du sol - Evaluation de l'exposition humaine par ingestion de sol et de matériaux du sol - Mode opératoire pour l'estimation de la bioaccessibilité/biodisponibilité pour l'homme de métaux dans le sol.

ISO/TS 17924 (2007). Qualité du sol - Évaluation de l'exposition humaine par ingestion de sol et de matériaux du sol - Lignes directrices pour l'application et la sélection de méthodes d'extraction fondées sur le point de vue physiologique pour l'estimation de la bioaccessibilité/biodisponibilité pour l'être humain de métaux dans le sol.

NF EN ISO 17402 (2011). Qualité du sol - Lignes directrices pour la sélection et l'application des méthodes d'évaluation de la biodisponibilité des contaminants dans le sol et les matériaux du sol. AFNOR (indice de classement X31-622).

NF ISO 16000-6 (2012). Air intérieur - Partie 6 : dosage des composés organiques volatils dans l'air intérieur des locaux et chambres d'essai par échantillonnage actif sur le sorbant Tenax TA(R), désorption thermique et chromatographie en phase gazeuse utilisant MS ou MS/FID (indice de classement X43-404-6).

NF X 46-032 (2008). Diagnostic plomb - Méthodologie de mesure du plomb dans les poussières au sol. AFNOR (indice de classement X46-032).

NF X 50-110 (2003). Qualité en expertise - Prescriptions générales de compétence pour une expertise. AFNOR (indice de classement X50-110).

VDI 4300-8 (2001). Measurement of Indoor Air Pollution - Sampling of House Dust. Beuth Verlag, Berlin.

---

# ANNEXES

---

## Annexe 1 : Lettre de saisine



Décision N°2017-07-263

# AUTOSAISINE

Le directeur général de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses),

Vu le code de la santé publique, et notamment son article L. 1313-3 conférant à l'Anses la prérogative de se saisir de toute question en vue de l'accomplissement de ses missions,

### Décide :

**Article 1<sup>er</sup>.**- L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail se saisit afin de réaliser une expertise dont les caractéristiques sont listées ci-dessous.

#### 1.1 Thématiques et objectifs de l'expertise

L'Anses souhaite s'autosaisir en vue de réaliser une expertise relative aux poussières sédimentées dans les environnements intérieurs et contaminées par des substances. Il s'agit d'une part de conduire une analyse des méthodes et des outils destinés à évaluer l'exposition de la population, et d'autre part d'évaluer l'intérêt et les méthodes visant à élaborer des valeurs de référence pour les substances présentes dans ce média. Ce travail se focalisera sur les composés chimiques, et plus particulièrement les composés organiques semi-volatils et les métaux.

#### 1.2 Contexte de l'autosaisine

Les poussières sédimentées dans les environnements intérieurs, telles que définies dans le cadre de cette expertise, font référence aux particules ou fragments de matières solides déposés sur les surfaces de contact dans les milieux intérieurs. Leur composition est variable et d'origine multiple.

L'exposition de la population à ces poussières sédimentées (ingestion majoritairement mais également contact cutané ou inhalation) reste encore relativement peu investiguée à l'heure actuelle et suscite des interrogations quant aux modalités de son évaluation alors que plusieurs expertises soulignent que cette exposition peut être importante du fait de plusieurs facteurs (comportement main-bouche des jeunes enfants, temps passé en milieu intérieur, etc.).

De par son périmètre d'activités incluant les risques sanitaires liés à l'alimentation, l'environnement général et professionnel, et sa volonté de caractériser de manière réaliste les risques sanitaires pour la population, l'Anses instruit des expertises considérant de plus en plus souvent les expositions agrégées (incluant plusieurs voies d'exposition pour une même substance) ou cumulées (incluant plusieurs voies et plusieurs substances) et donc le média « poussières ».

De plus, alors que différentes valeurs guides ou valeurs de référence sont établies par l'Anses pour certains environnements ou médias particuliers (valeurs guides de qualité de l'air intérieur, valeurs limites d'exposition professionnelle, doses journalières admissibles pour l'alimentation), il n'existe

actuellement, à part pour le plomb, aucune valeur guide ou valeur de référence établie en France pour l'ingestion de poussières sédimentées contaminées par des substances.

Questions sur lesquelles portent les travaux d'expertise à mener :

### **1 - Conduire une expertise collective sur les méthodes et outils destinés à évaluer l'exposition de la population aux poussières sédimentées dans les environnements intérieurs**

- a) Revue des méthodes et outils pour le prélèvement et l'analyse des poussières sédimentées dans les environnements intérieurs

Comme évoqué dans plusieurs travaux récents traitant de contamination des poussières ou d'exposition de la population à ce média, il n'existe à l'heure actuelle aucune norme ou consensus sur les méthodes de prélèvement et d'analyse des poussières sédimentées dans les environnements intérieurs. Ces dernières diffèrent donc d'une étude à l'autre, rendant ainsi difficile la comparaison des résultats. Cette difficulté a notamment été soulevée lors de l'expertise menée par l'Anses en 2013 sur le BPA.

- b) Proposer des recommandations sur la métrologie des poussières sédimentées dans les environnements intérieurs

Il paraît dès lors primordial de mener une réflexion sur la métrologie de ces poussières, notamment sur la stratégie d'échantillonnage et les techniques de prélèvements, d'analyse ou d'interprétation des résultats, en vue de proposer des recommandations.

- c) Analyser les outils et modèles disponibles pour caractériser l'exposition aux poussières sédimentées dans les environnements intérieurs

La voie d'exposition la plus communément investiguée lorsque l'exposition aux poussières intérieures est abordée est l'ingestion. Or, l'exposition par voie cutanée est également possible par contact dermique avec des particules en suspension et des poussières sédimentées. Il n'existe cependant aujourd'hui aucun consensus sur la méthode de caractérisation de l'exposition par cette voie. En effet, elle n'a été que très peu explorée pour le moment, bien que quelques études récentes proposent des équations permettant de calculer l'exposition interne par voie cutanée via l'air et les poussières.

De ce fait, un approfondissement des connaissances sur ce volet constitue un axe de réflexion d'intérêt pour l'expertise à conduire en vue de mieux caractériser l'exposition de la population aux poussières intérieures.

- d) Proposer des recommandations sur les facteurs d'exposition

Enfin, il est attendu des recommandations afin de sélectionner ou de documenter les paramètres d'exposition utiles. Ces facteurs d'exposition concernent les quantités de médias ingérés ou bien en contact avec la peau, ainsi que d'autres paramètres tels que la bioaccessibilité et la biodisponibilité par voies orale et cutanée.

### **2 - Élaboration de valeur guide pour les poussières intérieures**

Dans le cadre de l'expertise relative aux valeurs guides de qualité de l'air intérieur (VGAI), une hiérarchisation des substances d'intérêt, publiée en 2011, a été réalisée en élargissant les investigations non plus uniquement aux substances présentes dans l'air (phase gazeuse et phase particulaire) mais également aux substances présentes dans les poussières (particules déposées/sédimentées sur le sol). En effet, certaines substances d'intérêt présentes dans les environnements intérieurs, telles que des composés semi-volatils (phtalates, retardateurs de flamme bromés, pesticides...), qui peuvent être présents à la fois en phase gazeuse et dans les poussières, n'ont pas fait l'objet de valeurs de référence à ce jour. Par conséquent, afin de ne pas limiter la

réflexion à l'air intérieur et à l'élaboration de VGAI, l'élaboration de valeurs guides pour les poussières intérieures (VGPI), dans une vision globale concernant les environnements intérieurs, a été évoquée. Une telle valeur de référence pourrait correspondre à la concentration d'une substance chimique dans les poussières déposées en dessous de laquelle aucun effet sanitaire n'est en principe attendu pour la population générale.

Cette perspective soulève un certain nombre de questions, d'une part quant à l'intérêt et la pertinence pour les différents acteurs dont la communauté scientifique et les acteurs de la santé publique de l'élaboration de telles valeurs de référence. D'autre part, de telles valeurs de référence suscitent également des questions méthodologiques quant à leur élaboration.

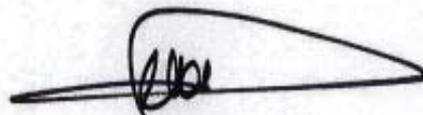
Ainsi, avant d'investiguer plus en avant cette problématique à l'Anses, il est proposé d'initier un atelier scientifique afin de recueillir l'avis de la communauté scientifique et d'autres acteurs tels que les gestionnaires de risque avant d'asseoir une méthode spécifique applicable à l'Anses. D'autres agences au niveau international seraient conviées notamment l'US EPA, Santé Canada et l'OMS.

### 1.3 Durée prévisionnelle de l'expertise

18 à 24 mois.

**Article 2.-** Un avis sera émis et publié par l'Agence à l'issue des travaux.

Fait à Maisons-Alfort, **26 JUIL. 2017**



Dr Roger GENET

Directeur général



## Annexe 3 : Description et résultats de la revue de la littérature par axe de recherche

La recherche bibliographique a été réalisée dans les moteurs de recherche Scopus et Pubmed pour chacun des six axes par l'intermédiaire d'algorithmes de recherche élaborés à partir de concepts d'inclusion et d'exclusion avec un ou plusieurs mots clés. Cette recherche a été réalisée jusqu'en décembre 2018. Les concepts et les mots clés ont été identifiés :

- En consultation avec les membres du GT ;
- À partir de la lecture de revues de référence fournies par les experts du GT.

### Axes « Caractéristiques », « Métrologie » et « Modélisation »

Les algorithmes utilisés pour les axes « Caractéristiques », « Métrologie » et « Modélisation » sont construits sur le même modèle. En effet, un socle de base a ainsi été établi et des concepts propres à chaque axe sont ensuite ajoutés pour compléter les algorithmes.

Le socle de base est construit autour d'un concept propre aux poussières sédimentées mais également autour de concepts d'exclusion relatifs aux compartiments exclus, soit le milieu professionnel car hors champs d'expertise de la saisine et les contaminants microbiologiques, étant donné le focus réalisé sur les contaminants chimiques. De même, pour ces trois axes, il a été décidé de se focaliser sur des revues de la littérature et un concept autour de cette notion a ainsi été inclus dans l'algorithme.

Ces algorithmes sont présentés sur la figure ci-dessous avec pour chaque concept les mots clés identifiés :

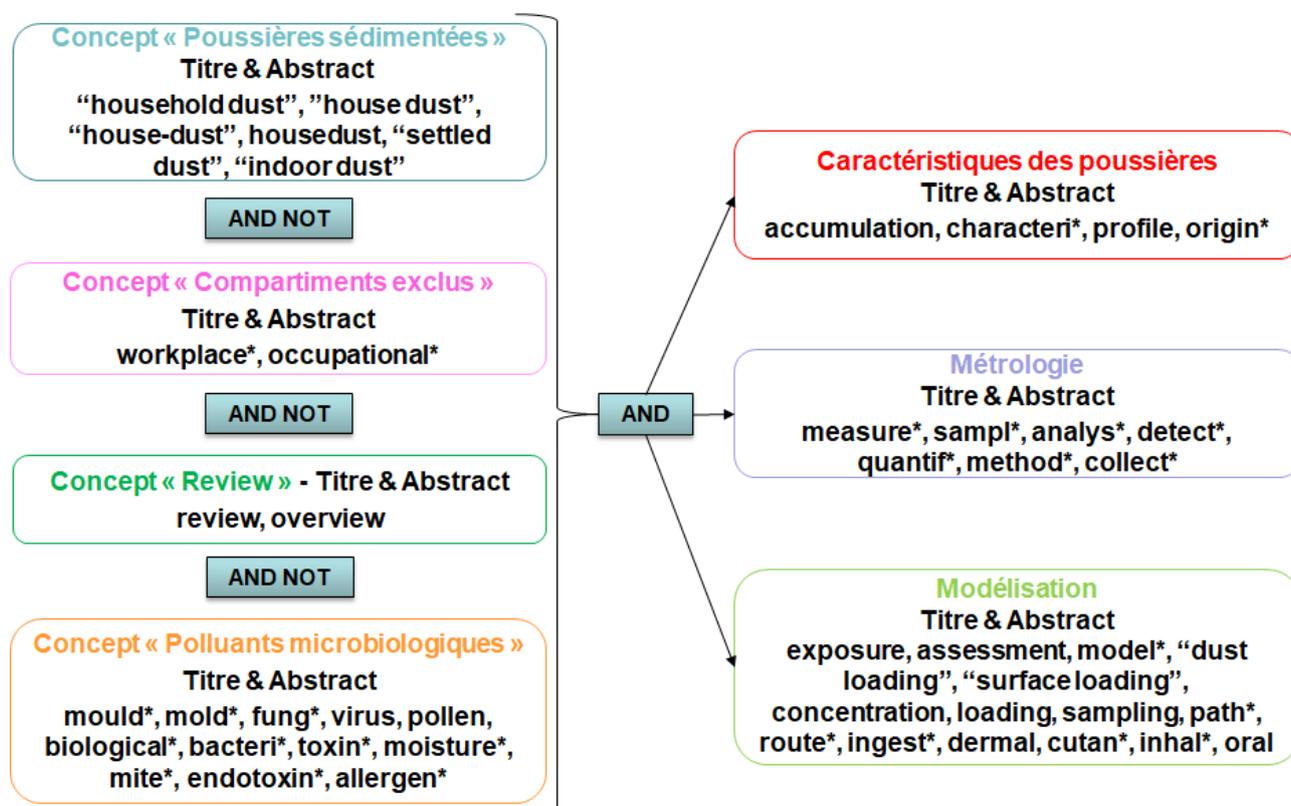


Figure 9 : Algorithmes utilisés pour la recherche bibliographique pour les axes « Caractéristiques », « Métrologie » et « Modélisation »

### Résultats axe « Caractéristiques »

Parmi les dix revues retenues, Butte et Heinzow (2000), Lioy et al., (2002), Charlesworth et al., (2011) et Boor et al., (2013) constituent une très bonne base pour caractériser de manière générale les poussières sédimentées.

- Butte et Heinzow (2002) : L'objectif de cette revue (170 documents étudiés entre 1990 et 2000) est d'étudier la poussière comme un indicateur de la contamination des environnements intérieurs. Elle fournit un nombre important d'informations, notamment sur la composition des poussières, son flux de dépôt, sa densité, les méthodes de prélèvement et d'analyse de la poussière mais aussi les voies d'exposition (bien qu'elle se focalise principalement sur l'ingestion).
- Lioy et al., (2002) : L'objectif de cette revue (149 documents étudiés entre 1992 et 2002) est d'étudier la composition de la poussière pour identifier et quantifier l'exposition aux différents contaminants présents. Elle met en avant les difficultés pour décrire précisément la distribution des constituants de la poussière tant celle-ci est variable selon certains facteurs tels que le lieu de prélèvement (variabilité entre les maisons, les pièces, les pays). Cette publication traite des poussières sédimentées comme d'un indicateur de la pollution des environnements intérieurs.
- Charlesworth et al., (2011) : L'objectif de cette revue (pas d'informations sur le nombre de documents étudiés, ni la période couverte) est d'étudier les particules (sources, transport, remise en suspension, niveau de concentration, impact) présentes dans les différents environnements urbains. Elle documente la contamination des poussières des logements par des sources extérieures.
- Boor et al., (2013) : L'objectif de cette revue (pas d'informations sur le nombre de documents étudiés, ni la période couverte) est d'étudier les déterminants de la remise en suspension des particules présentes dans la poussière déposée sur différents types de surfaces intérieures. Cette revue s'avère être intéressante pour documenter les caractéristiques des poussières car des données de tailles des particules prélevées dans la poussière et de « dust load » (exprimées en g.m<sup>-2</sup>) en fonction de différentes surfaces intérieures sont renseignées.

### Résultats axe « Métrologie »

Parmi les 14 revues retenues, Butte et Heinzow (2000), Lioy et al., (2002) et surtout Mercier et al., (2011) et Ma et al., (2014) constituent une très bonne base pour réaliser une revue des méthodes de prélèvements et d'analyse existantes en fonction des objectifs rencontrés.

- Butte et Heinzow (2002) : Comme vu précédemment, cette revue présente différentes techniques de prélèvement et leurs caractéristiques.
- Lioy et al., (2002) : En complément de la présentation de la revue réalisée précédemment, il est noté que cette revue présente également en détail différentes techniques de prélèvement et leurs caractéristiques.
- Mercier et al., (2011) : L'objectif de cette revue (environ 130 documents étudiés publiés entre 2000 et 2010) est de présenter en fonction des différents objectifs possibles, les méthodes d'échantillonnage, de prélèvements, de préparation et d'analyse qu'il existe pour les composés organiques en présentant les avantages et inconvénients de chacune d'elles et en tenant compte des variabilités spatiales et temporelles pour le choix de la méthode à utiliser.
- Ma et al., (2014) : L'objectif de cette revue (44 documents étudiés publiés entre 1997 et 2013) est de faire une revue des méthodes de prélèvement et d'analyse de différents composés présents dans les poussières sédimentées. Les auteurs présentent également pour chacune

d'elles les problèmes liés à l'échantillonnage et les incertitudes inhérentes aux analyses des échantillons.

### Résultats axe « Modélisation »

Parmi les cinq documents retenus, Pelletier et al., (2017) et Weschler et Nazaroff (2010) constituent une très bonne base pour alimenter les discussions sur le volet modélisation sur les COSV.

- Pelletier et al., (2017) : L'objectif de cette revue (22 études sélectionnées entre 1985 et 2016) est d'étudier différentes méthodes utilisées pour agréger plusieurs sources/voies d'exposition aux COSV, considérant l'ingestion de poussière, l'inhalation de l'air, en phases gazeuse et particulaire et de manière parcellaire, le contact cutané. L'agrégation se fait le plus souvent par un simple modèle d'additivité, mais également par le biais d'un modèle toxicocinétique physiologique (PBPK), mais de tels modèles ne sont disponibles que sur quelques contaminants. De plus, des modèles d'exposition pour calculer des doses quotidiennes d'exposition sont disponibles.
- Weschler et Nazaroff (2010) : L'objectif de cet article est d'utiliser des données empiriques issues de la littérature pour quantifier la répartition des COSV dans les environnements intérieurs en fonction des propriétés physico-chimiques des contaminants. De plus, l'exercice de tester la corrélation entre les mesures prédites et les mesures mesurées a été réalisé. Cet article est un document de référence sur la modélisation des COSV dans les milieux intérieurs. Il a été repris par plusieurs auteurs, qui ont tenté de perfectionner le modèle, en ajoutant le rôle des vêtements, ou en le transformant en modèle dynamique.

Il est important de remarquer cependant, que beaucoup de documentation existe sur les COSV mais pas sur d'autres familles chimiques. De plus, aucun article utilisant les matrices biologiques, notamment pour comparer les données mesurées dans ces compartiments avec des mesures réalisées directement dans les poussières n'a été identifié. De ce fait, il pourrait être intéressant de réaliser une recherche complémentaire en vue de compléter l'information actuellement trouvée, notamment sur les équations pour modéliser les doses des différentes voies d'exposition et donc pour documenter la corrélation entre les mesures réalisées dans les poussières et dans des matrices biologiques.

### Axe « Facteurs d'exposition »

Pour cet axe, il a été décidé de réaliser une recherche spécifique pour chacune des trois voies d'exposition : inhalation, ingestion et contact cutanée. Cependant, le niveau de connaissance a priori de l'ensemble des membres du GT sur ces trois voies était très hétérogène puisque des documents de référence ont été identifiés pour la voie ingérée mais aucun pour les deux autres voies. Les efforts se sont donc concentrés dans un premier temps sur la construction de l'algorithme pour documenter la quantité de poussières ingérée. En effet, l'utilisation du socle commun aux axes « Caractéristiques », « Métrologie » et « Modélisation » (cf. Figure 9) auquel est ajouté le mot clé « ingest\* » n'a pas permis de retrouver les trois documents de référence identifiés par le GT (Özkaynak et al., 2011 ; Stanek et al., 2012 ; Moya et Phillips, 2014). Cependant, la raison de leur absence respective a été identifiée :

- Özkaynak et al., 2011 : ce n'est pas une revue de la littérature ;
- Moya et Phillips, 2014 :
  - Le mot clé « dust » est utilisé seul, sans jamais être associé avec les mots « household », « settled », « indoor » ou « house » comme c'est le cas dans l'algorithme construit jusqu'à présent ;
  - L'expression « biological markers » apparaît dans l'abstract, or « biological » fait partie des mots d'exclusion sur le concept « Polluants microbiologiques » ;
- Stanek et al., 2012 :

- Le terme « meta-analysis » est utilisé plutôt que « review » ou « overview » ;
- Le mot clé « dust » n'est jamais utilisé mais c'est « soil » qui l'est.

Ainsi, l'algorithme a été modifié en conséquence (ajout des mots clés « dust » et « soil » pour le concept « Poussières sédimentées », ajout du mot clé « meta-analysis » pour le concept « Review », suppression du mot clé « biological\* » dans le concept « Polluants microbiologiques »). Cependant, le volume bibliographique ainsi obtenu est beaucoup trop conséquent avec beaucoup de références hors sujet, notamment du fait de l'ajout du mot clé « dust ».

Il a alors été décidé d'utiliser un algorithme très simple pour chacun des trois facteurs d'exposition, comme présenté ci-dessous :



**Figure 10 : Algorithmes utilisés pour la recherche bibliographique pour les trois voies d'exposition de l'axe « Facteurs d'exposition »**

### Résultats

Parmi les 11 publications retenues, neuf concernent la voie ingérée et deux le contact cutané. Aucun document pertinent n'a été identifié pour la voie inhalée.

Pour l'ingestion de poussière, un document de référence permet de lister les différentes valeurs de quantités de sol et poussières ingérées existantes, estimées à partir de plusieurs méthodes (Moya et Phillips, 2014). D'autres travaux, dont certains postérieurs à cette revue, ont également été menés pour estimer des quantités ingérées (Özkaynak et al., 2011 ; Stanek et al., 2012 ; Wilson et al., 2013 ; von Lindern et al., 2016 ; Wilson et al., 2016 ; Chien et al., 2017 ; Lin et al., 2017).

- Moya et Phillips (2014) ; Stanek et al., (2012) : L'objectif de ces deux revues (25 études sélectionnées entre 1942 et 2012 pour Moya et Phillips (2014) et quatre études sélectionnées pour Stanek et al., 2012) est de réaliser une revue des données existantes pour documenter les quantités de sol et de poussières ingérées. Alors, que Moya et Phillips (2014) recensent l'ensemble des méthodes existantes pour estimer ces quantités, Stanek et al., (2012) ne se focalisent que sur la méthode des « mass-balance studies », expliquant ainsi la différence d'études retenues. Moya et Phillips (2014), qui est une revue des documents utilisés par l'US EPA pour construire leurs recommandations pour ces deux facteurs d'exposition dans leur Exposure Factors Handbook (2011), couvre donc un champs plus large. De plus, il est important de signaler que l'étude Stanek et al., (2012) a été financée par des industriels ce qui peut avoir un impact sur la formulation de recommandations sur de tels paramètres d'exposition et être considérée comme un lien d'intérêt.
- von Lindern et al., (2016) : L'objectif de cet article est d'estimer la quantité de sol et de poussières ingérés par des enfants (6 mois à 9 ans) à partir de données d'imprégnation, de contamination et de biodisponibilité. L'originalité de cet article réside dans le fait que les inconnues des équations de modélisation sont la quantité de sol/poussières ingérée et la part attribuable à chacun de ces médias. Un autre avantage de cet article est sa parution ultérieure aux deux revues sur le sujet : Moya et Phillips (2014) et Stanek et al. (2012).
- Özkaynak et al., (2011) ; Wilson et al., (2013) ; Wilson et al., (2016) ; Chien et al., (2017) ; Lin et al., (2017) : L'objectif de ces cinq articles est de modéliser l'ingestion de sols et de poussières à partir, soit d'une approche basée sur le transfert main-bouche (Özkaynak et al., 2011 ; Wilson et al., 2013 ; Wilson et al., 2016), soit par la méthode des traceurs (Chien et al., 2017 ; Lin et al., 2017). Il s'agit d'articles d'intérêt en vue de réutiliser les modèles fournis

avec des données françaises mais également en vue d'illustrer des cas pratiques d'estimation de ces paramètres. De plus, il s'agit pour trois de ces documents, d'articles postérieurs à Moya et Phillips (2014) et Stanek et al., (2012).

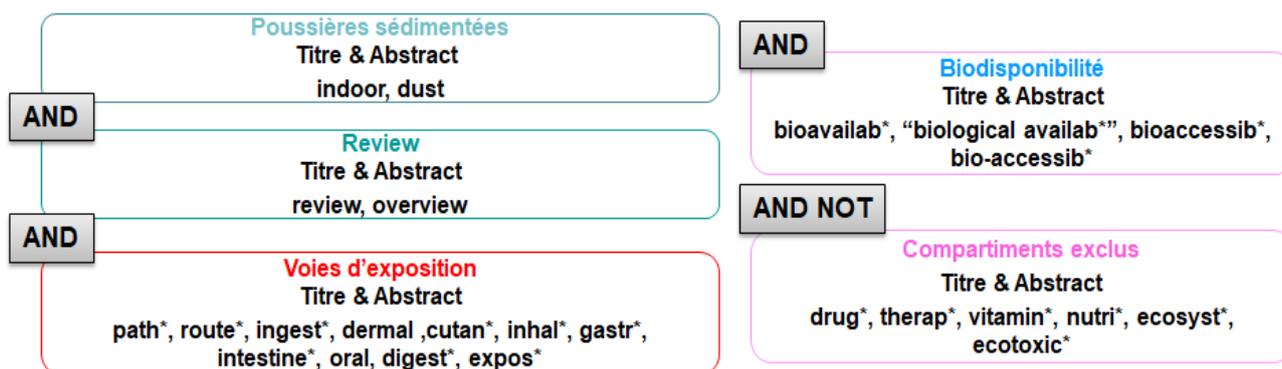
- Guney et Zagury (2016) : L'objectif de cette revue (28 études sélectionnées entre 1993 et 2016) est de réaliser une revue sur les paramètres permettant d'estimer l'exposition orale aux poussières et aux sols contaminés par des HAP. Selon cette revue, les paramètres pouvant jouer un rôle dans les évaluations de risques sont : la bioaccessibilité, le taux d'ingestion, le temps et la fréquence d'exposition et poids corporel. Elle peut ainsi être d'intérêt car elle documente les paramètres entrés dans les calculs de risques et notamment les quantités de sol/poussières ingérées.

Les deux revues identifiées pour la voie cutanée n'ont pas été retenues. Concernant la voie inhalée, aucun article pertinent n'a été identifié lors de cette recherche.

### Axe « Biodisponibilité et bioaccessibilité »

Pour cet axe également, l'utilisation d'un algorithme construit sur le même modèle que pour les axes « Caractéristiques », « Métrologie » et « Modélisation » (cf. Figure 9) n'est pas concluant car le volume bibliographique obtenu était beaucoup trop conséquent avec beaucoup de références hors sujet, notamment des documents dans les champs d'activités thérapeutique et nutritionnel.

Ainsi, l'algorithme finalement construit est présenté ci-dessous :



**Figure 11 : Algorithme utilisé pour la recherche bibliographique pour l'axe « Biodisponibilité et bioaccessibilité »**

### Résultats

Treize revues ont été retenues pour cet axe. Parmi elles, neuf ont été retenues dont sept documentent la voie ingérée, une la voie cutanée et une la voie inhalée.

Parmi les six revues identifiées sur la voie ingérée, cinq documentent la bioaccessibilité orale de métaux (Ibanez et al., 2010 ; Turner, 2011) ou de contaminants organiques tels que les HAP (Guney et Zagury, 2016), des familles telles que les PCB, les pesticides organochlorés, les polybromodiphényléthers (PBDE) ou les esters de phtalate (Collins et al., 2015) ou des COSV en général (Raffy et al., 2018). Seule la revue Yuswir et al., (2013) documente la biodisponibilité orale de métaux.

- Ibanez et al., (2010) : L'objectif de cette revue (31 études sélectionnées jusqu'en mars 2009) est de réaliser une revue des articles documentant conjointement la contamination de la poussière et la bioaccessibilité des métaux (à l'exception du plomb considéré comme suffisamment documenté par ailleurs). Les auteurs mettent en avant le peu de documents avec de l'information sur les risques sanitaires de ces composés et le fait que la majorité des

documents retenus sont non européens alors qu'il existe un effet de la localisation sur les niveaux de concentration et la bioaccessibilité.

- Turner (2011) : L'objectif de cette revue (pas d'informations sur le nombre de documents étudiés, ni la période couverte) est également de réaliser une revue des articles documentant conjointement la contamination de la poussière et la bioaccessibilité des métaux. Le peu d'articles existants sur la mesure de bioaccessibilité oral des métaux présents dans la poussière est évoqué ainsi que l'hétérogénéité des données de bioaccessibilité pour un même métal.
- Gunet et Zagury (2016) : En complément de la présentation de la revue réalisée au précédemment, les auteurs indiquent que la bioaccessibilité est un paramètre très important pour mieux évaluer les risques sanitaires d'une ingestion de poussière contaminée par des HAP.
- Collins et al., (2015) : L'objectif de cette revue (pas d'informations sur le nombre de documents étudiés, ni la période couverte) est de rechercher les tests de bioaccessibilité existants pour les contaminants organiques et d'évaluer s'il existe un ensemble de principes communs à ces différents tests.
- Raffy et al., (2018) : L'objectif de cette revue (20 études sélectionnées entre 2011 et automne 2017) est de réaliser une revue des évaluations *in vitro* existantes pour la bioaccessibilité orale de COSV présents dans la poussière. Les auteurs indiquent également l'importance de la prise en compte de la bioaccessibilité pour mieux caractériser l'exposition, notamment pour les COSV. Cependant, les auteurs mettent en avant la diversité et le manque d'homogénéité des méthodes mises en place par les laboratoires, ainsi que le manque de données de bioaccessibilité disponible sur certaines familles de contaminants.
- Yuswir et al., (2013) : L'objectif de cette revue (pas d'informations sur le nombre de documents étudiés, ni la période couverte) est de réaliser une revue des modèles de digestion *in vitro* existants pour déterminer l'existence de métaux dans différents milieux dont la poussière.

La revue retenue pour la voie inhalée (Wei et al., 2018) fait un état des lieux des méthodes d'estimation de la biodisponibilité et de la bioaccessibilité par voie inhalée des COSV. Cette revue (13 études retenues après 2000) a pour objectif de rechercher les mesures existantes de biodisponibilité et bioaccessibilité de COSV par voie inhalée. Les auteurs évoquent des pistes d'amélioration pour l'estimation de ces valeurs : développer des méthodes *in vitro* et *in vivo* pour davantage de COSV et considérer l'ensemble du système respiratoire dans les approches de modélisation de COSV.

### Axe « VGPI »

Plusieurs hypothèses et algorithmes ont été testés pour cet axe. De manière non exhaustive, sont listées dans le tableau ci-dessous (cf. Tableau 14) certaines de ces hypothèses et la raison de leur rejet :

**Tableau 14 : Liste non exhaustive d'hypothèses testées pour établir l'algorithme pour la recherche bibliographique pour l'axe « VGPI » et raisons ayant conduit leur rejet**

Hypothèses	Raison du rejet
Ne pas considérer de concept « Review »	De façon a priori, il est considéré que peu de revues de la littérature existe sur le sujet.
Inclusion d'un concept « Valeur guide » avec les mots clés : « guideline* », « reference* », « limit value* », « targeted value »	Le mot clé « objective » inclut des références avec l'utilisation de ce mot pour décrire l'objectif de l'étude.

« objective », « admissible », « tolerable », « acceptable », « permissible »	L'utilisation seule de termes tels que « admissible », « tolerable » ou « acceptable » introduit trop de hors sujet.
Ajout des mots « concentration » et « loading » à chacun des mots clés suivants : « guideline », « reference », « limit », « targeted », « admissible », « tolerable », « acceptable », « permissible », « standard »	L'algorithme constitué de ce concept et du concept « Poussières sédimentées » fournit 11 références différentes, toutes non pertinentes.
Ajout du mot clé « manag* » puis de « management measure » dans le concept « Valeur guide »	Le terme « manag * » est trop large et fournit un volume bibliographique très conséquent (2204 références dans la seule base de données Scopus).  Le terme « management measure » fournit quatre nouvelles références non pertinentes.
Utilisation d'un concept « Exposition agrégée » au lieu du concept « Poussières sédimentées » avec les mots clés « aggregat* », « aggregated exposure » et « aggregat* exposure »	Le terme « aggregat* » est trop large est inclut notamment des études sur les métadonnées de toute sorte.  Les termes « aggregated exposure » et « aggregat* exposure » sont trop restrictifs.

Finalement, aucun algorithme ne permet d'identifier de références pertinentes sur la thématique de l'élaboration de valeurs guides sanitaires pour les poussières sédimentées. Cependant, un article d'intérêt sur le sujet est remonté par le GT (Oulhote et al., 2013). Il a été alors proposé de rechercher les références faisant mention de cet article, pouvant ainsi permettre d'identifier des documents traitant de cette thématique. Cependant, aucun document pertinent n'est ressorti de la recherche bibliographique. Ainsi, pour cet axe particulier, il a été décidé de s'appuyer sur les résultats de la consultation internationale et de l'atelier scientifique (cf. chapitre 8).

## Annexe 4 : Concentrations en contaminants dans la poussière

Le tableau ci-dessous présente les résultats des données de concentrations en substances chimiques dans la poussière collectée par le Karolinska Institutet (Larsson et Berglund, 2018) à partir 132 publications pour un total de près de 300 substances chimiques (cf. 3.3.1).

**Tableau 15 : Compilation des données de concentrations en contaminants (issue de Larsson et Berglund, 2018)**

Composés		Nombre de pays	Nombre de références considérées	Unité	Statistiques	
Familles	Substances chimiques				Minimum *	Maximum **
Retardateurs de flammes bromés	BDE-209	16	41	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	2200000
	HBCDD	10	21	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	140000
	DBDPE	11	19	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	39221
	BEH-TEBP	10	21	ng.g <sup>-1</sup>	<0,64	47110
	TBBPA	7	11	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	6560
	BDE-99	15	38	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	79000
	TBBPA-DBPE	3	2	ng.g <sup>-1</sup>	<10	9961
	BDE-47	14	39	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	46000
	BDE-100	15	35	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	78000
	BDE-153	14	31	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	8930
	EH-TBB	10	22	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	75000
	anti-DDC-CO	5	6	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	1570
	syn-DDC-CO	5	6	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	1410
	BTBPE	12	20	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	2390
	a-DBE-DBCH	5	6	ng.g <sup>-1</sup>	<0,6	780
	HBB	6	9	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	430
	PBB	3	4	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	110
	b-DBE-DBCH	5	6	ng.g <sup>-1</sup>	<0,6	720
	PBT	6	8	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	100
	DPTE	4	6	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	1200
	TBCT	2	3	ng.g <sup>-1</sup>	<0,02	83
	BB-153	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<3	160
	ATE	2	3	ng.g <sup>-1</sup>	<0,04	390
	TBX	3	4	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	410
	PBBA	2	3	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	11
	PBEB	5	6	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	13
	a-TBCO	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	2
	TBEB	?	?	ng.g <sup>-1</sup>	nd	4,1
DBHCTD	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<5	72	
BB-80	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<3	6	

Composés		Nombre de pays	Nombre de références considérées	Unité	Statistiques	
Familles	Substances chimiques				Minimum *	Maximum **
	BB-103	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<3	3
Retardateurs de flammes bromés	OBIND	3	3	ng.g <sup>-1</sup>	<0,6	130
	BATE	3	5	ng.g <sup>-1</sup>	<0,08	47
	BB-180/-209	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	nd
	PBBB	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	nd
	b-TBCO	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	nd
Retardateurs de flammes phosphatés	TBOEP	10	14	ng.g <sup>-1</sup>	<2	11000000
	TCIPP	11	18	ng.g <sup>-1</sup>	20	1010000
	TPHP	12	21	ng.g <sup>-1</sup>	<0,39	1798000
	TCEP	11	20	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	1800000
	TDCIPP	12	23	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	1600000
	EHDPP	8	11	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	540000
	DPHP	2	1	ng.g <sup>-1</sup>	11	4189
	TiBP	8	9	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	47000
	TBP	?	?	ng.g <sup>-1</sup>	nd	6200
	iDPP	2	1	ng.g <sup>-1</sup>	6,3	1687
	TMPP	12	14	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	36000
	BPA-BDPP	5	3	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	100000
	TNBP	12	16	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	162000
	TEHP	8	9	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	46000
	RBDPP	5	3	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	4400
	TEP	5	6	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	4700
	TXP	2	1	ng.g <sup>-1</sup>	<1,1	537
	V6	2	1	ng.g <sup>-1</sup>	1,2	756
	TnPP	4	3	ng.g <sup>-1</sup>	<0,86	1600
	TDBPP	3	2	ng.g <sup>-1</sup>	<0,5	8900
TIPP	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	400	
THP	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	5800	
Plastifiants hors phtalates	ATBC	3	3	µg.g <sup>-1</sup>	<LOQ	3314
	DEHT	2	3	µg.g <sup>-1</sup>	<0,79	3500
	DEHA	3	4	µg.g <sup>-1</sup>	0,72	724
	Somme des ASE	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	nr	551
	DINCH	2	4	µg.g <sup>-1</sup>	<0,31	5200
	DIBA	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	nd	3,3
Phtalates	DEHP	8	18	µg.g <sup>-1</sup>	<LOD	29440
	DINP	4	8	µg.g <sup>-1</sup>	<2,9	66000
	DOP	1	2	µg.g <sup>-1</sup>	0,42	664

Composés		Nombre de pays	Nombre de références considérées	Unité	Statistiques	
Familles	Substances chimiques				Minimum *	Maximum **
	DIDP	3	6	µg.g <sup>-1</sup>	5	2388
Phtalates	BBzP	8	19	µg.g <sup>-1</sup>	0,01	3080
	DnOP	4	4	µg.g <sup>-1</sup>	nd	2510
	DBP	8	19	µg.g <sup>-1</sup>	<LOD	58070
	DIHepP	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	<LOD	1223
	DIBP	6	14	µg.g <sup>-1</sup>	<LOD	1080
	DPHP	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	0,15	2600
	DNP	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	2,6	58
	DUP	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	<LOD	259
	DEP	8	16	µg.g <sup>-1</sup>	<LOD	9070
	B79P	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	<LOD	52
	DHxP	2	3	µg.g <sup>-1</sup>	<LOD	110
	DNHP	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	0,1	11
	DMCHP2	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	<LOD	24
	DMP	7	13	µg.g <sup>-1</sup>	<LOD	4300
	DCHP	3	4	µg.g <sup>-1</sup>	<LOD	239
	DHpP	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	nd	17
	DDP	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	nd	30
	DPnP	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	nd	2,4
	DPeP	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	nd	2,2
	DPP	1	2	µg.g <sup>-1</sup>	nd	<0,3
	DMCHP1	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	<LOD	4,1
	DPhP	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	nd	nd
	DMEP	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	<0,06	<1,8
DAP	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	nd	nd	
PFAS	PFOA	15	16	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	4100
	PFOS	15	16	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	8100
	PFHxA	11	10	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	1380
	PFHxS	14	11	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	34000
	PFDA	11	12	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	2520
	PFTeA	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	24
	PFNA	11	12	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	1910
	PFUA	2	3	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	370
	PFDoDA	10	9	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	301
	PFHpA	10	10	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	1561
	PFTrA	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<0,5	67
	PFPA	3	2	ng.g <sup>-1</sup>	<LOQ	32

Composés		Nombre de pays	Nombre de références considérées	Unité	Statistiques	
Familles	Substances chimiques				Minimum *	Maximum **
	PFTA	1	2	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	478
PFAS	PFBuS	6	1	ng.g <sup>-1</sup>	<0,39	12
	PFUnDA	10	5	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	140
	PFTDA	6	1	ng.g <sup>-1</sup>	<0,02	15
	PFHxDA	6	1	ng.g <sup>-1</sup>	<0,03	12
	PFTeDA	6	4	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	35
	PFDS	10	6	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	120
	PFPeA	9	7	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	249
	PFTTrDA	10	6	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	77
	PFBA	10	9	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	1000
	PFBS	6	8	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	203
	PFHpS	4	4	ng.g <sup>-1</sup>	0,1	46
	PFOcDA	6	1	ng.g <sup>-1</sup>	<0,05	10
	PFUnA	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	39
	Di-PAPs	6	2	ng.g <sup>-1</sup>	7,8	185267
	Mono-PAPs	6	1	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	5946
	FTCA/FTUCA	6	1	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	26
	6:2 FTUCA	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<0,002	301
	8:2 FTUCA	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<0,002	78
	6:2 FTSA	6	1	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	16
	8:2 FTSA	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	348
	6:2 FTS	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	2,2	53
	8:2 FTS	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	2,2	99
	4:2 FTOH	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	nd
	6:2 FTOH	5	5	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	4830
	8:2 FTOH	5	5	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	4670
	10:2 FTOH	5	5	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	2950
	FOSA/FOSE	6	1	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	6772
	FOSA	7	2	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	2700
	PFOSA	7	3	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	41
	MeFOSA	8	6	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	3000
	EtFOSA	7	5	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	8600
NMeFOSAA	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	440	
NEtFOSAA	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	422	
MeFOSE	10	8	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	8400	
EtFOSE	10	8	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	13000	
Bisphénols	BPA	7	6	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	32000

Composés		Nombre de pays	Nombre de références considérées	Unité	Statistiques	
Familles	Substances chimiques				Minimum *	Maximum **
	BPS	4	2	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	22000
Bisphénols	BPF	4	2	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	110000
	BPAF	4	2	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	2800
	BPB	3	1	ng.g <sup>-1</sup>	<1	8,4
	BPZ	3	1	ng.g <sup>-1</sup>	<0,5	<0,5
	BPAP	3	1	ng.g <sup>-1</sup>	<0,5	3,4
	BPP	3	1	ng.g <sup>-1</sup>	<2	<2
	BPM	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<500	<14300
	BADGE	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<LOQ	370
	BADGE H2O	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	0,7	486
	BADGE H2O HCl	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	14	2260
	BADGE 2H2O	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	51	29800
Parabènes	Triclosan	3	3	ng.g <sup>-1</sup>	25	3040
	Methyl triclosan	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	nd
	MeP	3	4	ng.g <sup>-1</sup>	39	14300
	ETP	3	4	ng.g <sup>-1</sup>	<LOQ	1400
	PrP	3	4	ng.g <sup>-1</sup>	16	110800
	BuP	3	4	ng.g <sup>-1</sup>	<LOQ	542
	BzP	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<LOQ	190
	Heptachlor	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<LOQ	4,2
HAP	4-HB	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	6	3160
	Benzo(b,k)fluoranthène	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	25	745
	Pyrène	6	9	ng.g <sup>-1</sup>	0,7	55100
	Phénanthrène	5	8	ng.g <sup>-1</sup>	2,1	25300
	Benzo(b,j)fluoranthène	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	350
	Fluoranthène	5	8	ng.g <sup>-1</sup>	0,6	70700
	Benzo(g,h,i)pérylène	4	4	ng.g <sup>-1</sup>	0,3	819
	Chrysène	4	6	ng.g <sup>-1</sup>	1,3	3046
	Benzo(b)fluoranthène	4	4	ng.g <sup>-1</sup>	0,01	2450
	Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	4	6	ng.g <sup>-1</sup>	0,2	2371
	Benzo(a)pyrène	6	10	ng.g <sup>-1</sup>	0,3	24200
	Benzo(k)fluoranthène	4	5	ng.g <sup>-1</sup>	0,01	814
	Benzo(a)anthracène	5	8	ng.g <sup>-1</sup>	0,5	20800
	Fluorène	4	7	ng.g <sup>-1</sup>	0,1	2918
	Coronène	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<4	636
Anthracène	5	8	ng.g <sup>-1</sup>	0,1	3180	
Naphtalène	2	3	ng.g <sup>-1</sup>	1,8	1410	

Composés		Nombre de pays	Nombre de références considérées	Unité	Statistiques	
Familles	Substances chimiques				Minimum *	Maximum **
	Dibenzo(a,h)anthracène	4	6	ng.g <sup>-1</sup>	0,1	451
HAP	Acénaphène	4	5	ng.g <sup>-1</sup>	0,01	3023
	Acénaphthylène	3	4	ng.g <sup>-1</sup>	0,01	25838
	Dibenzo(a,e)pyrène	1	2	ng.g <sup>-1</sup>	0,6	713
PCB	PCB-105	7	6	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	270
	PCB-118	7	6	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	160
	PCB-138	7	6	ng.g <sup>-1</sup>	0,05	440
	PCB-153	7	8	ng.g <sup>-1</sup>	0,06	549
	PCB-180	7	7	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	514
	Somme des PCB	7	6	ng.g <sup>-1</sup>	0,18	1186
Dioxines et furanes	Dioxines totales	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	0,11	79
	Furanes totales	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	0,01	5,6
	TCDD totales	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	0,0004	0,06
	PeCDD totales	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	0,0004	0,16
	HxCDD totales	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<0,001	1,7
	HpCDD totales	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	0,002	21
	OCDD	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<0,02	57
	TCDF totales	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<0,0009	0,13
	PeCDF totales	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	0,0004	0,39
	HxCDF totales	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<0,002	0,64
	HpCDF totales	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	0,0005	2,4
	OCDF	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<0,005	2,6
Pesticides	Somme des DDT	2	4	ng.g <sup>-1</sup>	nr	nr
	p,p'-DDT	2	3	ng.g <sup>-1</sup>	44	4100
	Somme des HCH	1	2	ng.g <sup>-1</sup>	nr	nr
	p,p'-DDE	2	4	ng.g <sup>-1</sup>	1	430
	p,p'-DDD	1	2	ng.g <sup>-1</sup>	<10	320
	Transchlordane	2	3	ng.g <sup>-1</sup>	<5	<710
	Cischlordane	2	3	ng.g <sup>-1</sup>	<5	<710
	Transnonachlor	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<5	140
	HCB	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nr	nr
	Lindane	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<60	1000
	Endrin	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<60	280
	Dieldrin	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<60	650
	a-Endosulfan	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<60	<1800
	a-HCH	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<30	280
	Heptachlor	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<30	<710

Composés		Nombre de pays	Nombre de références considérées	Unité	Statistiques	
Familles	Substances chimiques				Minimum *	Maximum **
	Aldrin	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<60	<1800
Pesticides	Transpermethrin	1	2	ng.g <sup>-1</sup>	48	280000
	Permethrin	1	3	ng.g <sup>-1</sup>	<66	37000
	Cispermethrin	1	2	ng.g <sup>-1</sup>	47	160000
	Propoxur	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	2000
	Piperonyl butoxide	1	2	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	110000
	o-phenyl phenol	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	650
	Methoxychlor	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	1900
	Bifenthrin	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	927
	Dacthal	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	74
	Carbendazim	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<LOQ	4900
	Imidacloprid	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<LOQ	60000
	Deltamethrin	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nr	nr
	Chlorpyrifos	2	5	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	1250
	Imiprothrin	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	1740
	Diazinon	2	5	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	5300
	Tetramethrin	1	2	ng.g <sup>-1</sup>	<60	3600
	Cyfluthrin	2	2	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	739
	Sumithrin	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	1299
	Cypermethrin	2	5	ng.g <sup>-1</sup>	<LOD	140000
Métaux	Plomb	4	5	µg.g <sup>-1</sup>	<LOD	7800
		3	4	µg.m <sup>-2</sup>	<LOD	2189
	Cadmium	4	5	µg.g <sup>-1</sup>	0,1	223
		3	3	µg.m <sup>-2</sup>	<LOQ	57
	Manganèse	3	4	µg.g <sup>-1</sup>	<0,2	1474
		2	2	µg.m <sup>-2</sup>	<LOQ	3538
	Chrome	2	4	µg.g <sup>-1</sup>	0,5	2930
		3	3	µg.m <sup>-2</sup>	<LOQ	561
	Arsenic	4	5	µg.g <sup>-1</sup>	0,1	205
		3	3	µg.m <sup>-2</sup>	<LOQ	161
	Cuivre	4	5	µg.g <sup>-1</sup>	<0,4	4880
		3	3	µg.m <sup>-2</sup>	<LOQ	2433
	Vanadium	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	6	21
		1	1	µg.m <sup>-2</sup>	<LOQ	30
	Nickel	3	4	µg.g <sup>-1</sup>	<2	2300
1		1	µg.m <sup>-2</sup>	0,1	1495	
Zinc	4	5	µg.g <sup>-1</sup>	<0,6	6630	

Composés		Nombre de pays	Nombre de références considérées	Unité	Statistiques	
Familles	Substances chimiques				Minimum *	Maximum **
		2	2	µg.m <sup>-2</sup>	0,8	8888
Métaux	Fer	2	2	µg.g <sup>-1</sup>	3020	17600
		1	1	µg.m <sup>-2</sup>	700	131400
	Aluminium	2	3	µg.g <sup>-1</sup>	<2,5	15700
		1	1	µg.m <sup>-2</sup>	724	113200
	Calcium	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	6390	43400
	Cobalt	2	3	µg.g <sup>-1</sup>	<1	13
	Molybdène	1	1	µg.g <sup>-1</sup>	0,4	5,1
	Antimoine	1	1	µg.m <sup>-2</sup>	<LOQ	8,6
Strontium	1	1	µg.m <sup>-2</sup>	8	305	
Muscs et autres fragrances	HHCB	3	3	ng.g <sup>-1</sup>	39	9000
	AHTN	2	3	ng.g <sup>-1</sup>	<66	12700
	ADBI	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	142
	ATII	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	182
	AHMI	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	78
	MK	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	572
	MT	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	124
	MA	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	nd
	MM	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	nd
	DPMI	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	nd
	MX	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	17	492
	HHCB-Lac	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	157	2050
	OTNE	1	1	ng.g <sup>-1</sup>	nd	12500

\* : minimum des minimums lorsque renseignés dans l'étude (<LOD retenu lorsqu'une étude indique <LOD)

\*\* : maximum des maximums lorsque renseignés dans l'étude

nd : non détecté

nr : non reporté dans l'étude (seulement une moyenne fournie ou bien pour la somme des ASE, une moyenne et un maximum)

## Annexe 5 : Méthodes de prélèvements de la poussière

Le tableau 16 ci-dessous présente les avantages et inconvénients des méthodes de prélèvement actives (balayage, essuyage et aspiration) ainsi que passive.

**Tableau 16 : Avantages et inconvénients des méthodes de prélèvements de la poussière**

	Lingette	Aspirateur (dédié)	Aspirateur (domestique)	Balayage	Méthodes passives
Reconnaissance internationale	Organismes de réglementation pour le plomb	Organismes de réglementation en Europe et USA	Utilisé dans des études scientifiques	Utilisé dans des études scientifiques	Utilisées dans des études scientifiques
Substances chimiques	Essentiellement métaux, mais aussi certains COSV	Toutes substances	Toutes substances	Toutes substances	Essentiellement métaux, permet d'individualiser le dépôt atmosphérique
Normalisation du protocole	Possible (existante pour le plomb)	Existante (pour le HVS3)	Impossible	Difficile	Possible
Détermination de la granulométrie	Non	Oui (pour le HVS3)	Non (pas sur les plus fines)	Non (pas sur les plus fines)	Non
Superficie échantillonnée	≤ 0,1 m <sup>2</sup> , selon la norme NF X 46-032	Modulable	Modulable	Modulable	Pas concerné
Type de revêtement	Lisse, non poreux	Tous	Tous	Dur	Pas concerné
Unité de mesure	µg.m <sup>-2</sup>	µg.g <sup>-1</sup> et µg.m <sup>-2</sup>	µg.g <sup>-1</sup> et µg.m <sup>-2</sup>	µg.g <sup>-1</sup> et µg.m <sup>-2</sup>	µg.m <sup>-2</sup> .jour <sup>-1</sup>
Résultat utilisable pour estimer une dose d'exposition	Difficile	Oui si surface de collecte connue	Oui si surface de collecte connue	Oui si surface de collecte connue	Oui si surface de collecte connue
Représentativité de la poussière accessible qui adhère aux mains	Forte	Oui après tamisage	Non	Oui modérément après tamisage	Non

Risque contamination	Faible	Possible, nettoyage nécessaire	Peut être importante pour les composés organiques	Faible	Faible
Difficulté et coût	Facile et peu coûteux	Plus long, coût variable	Facile et peu coûteux	Facile et peu coûteux	Facile et peu coûteux

## Annexe 6 : Revue bibliographique de modèles d'exposition à la poussière par ingestion existants

Afin d'identifier l'existence de modèles pour exprimer l'exposition à la poussière par ingestion ainsi que la manière dont la quantité de poussière est exprimée (par comptage des contacts ou directement en  $\mu\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$ ), une revue de la bibliographie ainsi que des guides institutionnels a été réalisée. Les résultats de cette recherche sont présentés dans le tableau 17 ci-dessous :

**Tableau 17 : Résultats de la revue bibliographique sur l'existence de modèles d'exposition à la poussière par ingestion**

Référence	Equation	Quantité de poussière ingérée en mg/j	Quantité de poussière ingérée en m <sup>2</sup> /j	Nombre de contacts par jour	Source valeur utilisée
Zhang et al., 2019	$\text{Dose} = [\text{CC} \times \text{Qté} \times \text{Tps\_ing} \times \text{Fréq\_expo} \times \text{Durée\_expo}] / \text{Poids}$	0,1 g/j	-	-	<u>Modèle</u> : US EPA (2009). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment) Final (2009) <u>FE</u> : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Rantakokko et al., 2019	$\text{Dose} = \text{"bulk gas-phase concentration"} \times \text{"dust/air partition coefficient"} \times \text{Qté}$	4,3 mg/kg/j	-	-	<u>Modèle et FE</u> : Little et al. (2012). Rapid methods to estimate potential exposure to semivolatile organic compounds in the indoor environment
Kim et al., 2019	$\text{Dose} = [\text{Qté} \times \text{Durée\_expo} \times \text{CC}] / \text{Poids}$	Qté en g/j	-	-	<u>FE</u> : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Christia et al., 2019	$\text{Dose} = [\text{CC} \times \text{Qté} \times \text{Fréq\_expo} \times \text{Durée\_expo}] / \text{Poids}$	30/60 mg/j	-	-	<u>FE</u> : US EPA (2014). Child-Specific Exposure Scenarios Examples / Wang et al. (2013). Risk assessments of PAHs and Hg exposure via settled house dust and street dust, linking with the correlations in human hair / Kang et al. (2011). Mutagenicity, genotoxicity and carcinogenic risk assessment of indoor dust from three major cities around the Pearl River Delta / Kurt-karakus (2012). Determinations of heavy metals in indoor dust from Istanbul, Turkey: estimation of the health risk
Zhu et al., 2019	$\text{Dose} = [\text{CC} \times \text{Qté} \times \text{Fréq\_expo} \times \text{Durée\_expo} \times \text{Facteur de conversion en g/mg}] / \text{Poids}$	Qté en mg/j	-	-	<u>Modèle</u> : US EPA (2013). Mid Atlantic Risk Assessment. Regional Screening Level (RSL) Summary Table
Cao et al., 2019	$\text{Dose} = [\text{CC} \times \text{Qté} \times \text{BETA}] / \text{Poids}$	30/60/100 mg/j	-	-	<u>FE</u> : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Yu et al., 2019	$\text{Dose} = [\text{CC} \times \text{Qté} \times \text{Fréq\_expo} \times \text{Durée\_expo}] / \text{Poids}$	0,05 mg/j	-	-	<u>Modèle</u> : US EPA (1997). Exposure factors handbook <u>FE</u> : Ministry of Environment Protection of China (2016). Exposure Factors Handbook of Chinese Population
Chen et al., 2019	$\text{Dose} = [\text{CC} \times \text{Qté} \times \text{BETA}] / \text{Poids}$	Qté en g/j	-	-	<u>FE</u> : Kademoglou et al. (2017). Legacy and alternative flame retardants in Norwegian and UK indoor environment: Implications of human exposure via dust ingestion

Die et al., 2019	Dose = CC x Qté	25/50 mg/j	-	-	<u>Modèle</u> : Wang et al. (2014). Health risk assessment of exposure to polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) contained in residential air particulate and dust in Guangzhou and Hong Kong <u>FE</u> : Hypothèse
Zhu et al., 2018	Dose = fonction (CC ; Qté)	20/50/200 mg/j	-	-	<u>FE</u> : Jones-Otazo et al. (2005). Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs
Tan et al., 2018	Dose = [CC x Qté x BETA] / Poids  Dose = [Qté de poll sur les mains x Pourcentage de transfert x Pourcentage de la main en contact x Fréq de contact] / Poids	20/50 mg/j	-	2/18 contacts/h	<u>FE</u> : IR - Abdallah & Covaci (2014). Organophosphate flame retardants in indoor dust from Egypt implications for human exposure / Ali et al. (2013). Levels and profiles of organochlorines and flame retardants in car and house dust from Kuwait and Pakistan: implications for human exposure via dust ingestion Contacts - Xue et al. (2007). A meta-analysis of children's hand-to-mouth frequency data for estimating nondietary ingestion exposure / Tulve et al. (2002). Frequency of mouthing behavior in young children
Yang et al., 2018	Dose = [CC x Qté x Fréq_expo x Durée_expo x BETA] / Poids	Qté en g/j	-	-	<u>Modèle</u> : US EPA (2011). Exposure factors handbook / Johnson-Restrepo & Kannan (2009). An assessment of sources and pathways of human exposure to polybrominated diphenyl ethers in the United States
Chen et al., 2018	Dose = CC x Qté / Poids	30/60 mg/j	-	-	<u>FE</u> : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Tran et al., 2018	Dose = CC x Qté / Poids	2,5 mg/h	-	-	<u>FE</u> : US EPA (2008). Child-specific Exposure Factors Handbook
Fan et al., 2018	Dose = CC x Qté x BETA / Poids	0,06 g/j	-	-	<u>Modèle</u> : Guo & Kannan (2011). Comparative assessment of human exposure to phthalate esters from house dust in China and the United States / Bekö et al. (2013). Children's phthalate intakes and resultant cumulative exposures estimated from urine compared with estimates from dust ingestion, inhalation and dermal absorption in their homes and daycare centers <u>FE</u> : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Liu X. et al., 2018	Dose = CC x Qté x BETA / Poids  Dose_handwipe = [CC x surface main en contact x Nombre de contacts main-bouche x Pourcent de transfert x Durée_expo] / Poids  Dose_surfacewipe = [CC x surface main en contact x Nombre de contacts main-bouche x Facteur_transfert x Pourcent de transfert x Durée_expo] / Poids	0,03 g/j	-	1 contact/h	<u>FE</u> : IR - US EPA (2011). Exposure factors handbook Contacts - COPCC (2003). World Trade Center indoor environment assessment: Selecting contaminants of potential concern and setting healthbased benchmarks

Lu et al., 2017	Dose = [CC x Qté x Facteur_conversion x Durée_expo x Fréq_expo] / Poids	60/100 mg/j	-	-	FE : US EPA (2002). Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites / US EPA (2011). Exposure factors handbook
Martinez et al., 2018	Dose = CC x Qté / Poids	Qté en g/j	-	-	FE : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Khairy & Lohmann, 2018	Dose = [CC x Qté x Durée_expo] / Poids	Qté en mg/j	-	-	Modèle : US EPA (1989). Risk-assessment Guidance for Superfund. Volume 1. Human Health Evaluation Manual. Part A. Interim Report
Hou et al., 2018	Dose = CC x Qté / Poids	0,03/0,06 g/j	-	-	FE : US EPA (2011). Exposure factors handbook
McGrath et al., 2018	Dose = CC x Qté / Poids	20/50/200 mg/j	-	-	FE : Ali et al. (2013). Levels and profiles of organochlorines and flame retardants in car and house dust from Kuwait and Pakistan: implication for human exposure via dust ingestion / Harrad et al. (2016). Polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in dust from cars, homes, and offices in Lagos, Nigeria
Kadi et al., 2018	Dose = CC x Qté / Poids	200 mg/j	-	-	-
Yao et al., 2018	Dose = CC x Qté / Poids	30/60/100/200 mg/j	-	-	Modèle : Gebbink et al. (2015). Estimating human exposure to PFOS isomers and PFCA homologues: The relative importance of direct and indirect (precursor) exposure FE : Jogsten et al. (2012). Per- and polyfluorinated compounds (PFCs) in house dust and indoor air in Catalonia, Spain: Implications for human exposure / US EPA (2011). Exposure factors handbook / Ozkaynak et al. (2011). Modeled estimates of soil and dust ingestion rates for children / Lin et al. (2017). Estimates of Soil Ingestion in a Population of Chinese Children
Anh et al., 2018	Dose = [CC x Qté x Fréq_expo x Durée_expo x BETA] / Poids	0,02/0,05/0,2/0,5 g/j	-	-	-
He et al., 2018	Dose = CC x Qté / Poids	Qté en mg/j	-	-	Modèle : Tajima et al. (2014). Detection and intake assessment of organophosphate flame retardants in house dust in Japanese dwellings
Christia et al., 2018	Dose = [CC x Qté x Fréq_expo x Durée_expo x BETA] / Poids	0,05/0,06 g/j	-	-	Modèle : US EPA (1989). Risk-assessment Guidance for Superfund. Volume 1. Human Health Evaluation Manual. Part A. Interim Report / US EPA (2001). Child-specific Exposure Factors Handbook FE : De Wit et al. (2012). Tri-decabrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in indoor air and dust from Stockholm microenvironments 2: indoor sources and human exposure
Björnsdotter et al., 2018	-	2,6/8,6/41/140 mg/j	-	-	FE : Wilson et al. (2013). Revisiting dust and soil ingestion rates based on hand-to-mouth transfer
Gao et al., 2018	Dose = [CC x Qté x BETA] / Poids	30/60 mg/j	-	-	FE : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Waheed et al., 2017	Dose = [CC x Qté x BETA] / Poids	0,03 g/j	-	-	FE : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Wang et al., 2018	Dose = [CC x Qté x BETA] / Poids	20/50 mg/j	-	-	FE : Jones-Otazo et al. (2005). Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs

Oguri et al., 2018	Dose = CC x Qté / Poids	50 mg/j	-	-	FE : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Liu N. et al., 2018	Dose = [CC x Qté x BETA] / Poids	20/50/200 mg/j	-	-	FE : Abdallah & Harrad (2009). Personal exposure to HBCDs and its degradation products <i>via</i> ingestion of indoor dust / Jones-Otazo et al. (2005). Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs
Zeng et al., 208	Dose = CC x Qté / Poids	20/50/200 mg/j	-	-	-
Pelletier et al., 2017	Dose = [CC x Qté X bioaccessibilité x Biodisponibilité x BETA] / Poids	Qté en g/j	-	-	FE : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Zartarian et al., 2017	SHEDS	Qté en mg/j	-	-	FE : Ozkaynak et al. (2011). Modeled estimates of soil and dust ingestion rates for children
Hermant et al., 2018	Dose = CC x Qté / Poids	30 mg/j	-	-	Modèle : Berger-Preiß et al. (2002). Indoor pyrethroid exposure in homes with woollen textile floor coverings / Morgan et al. (2007). An observational study of 127 preschool children at their homes and daycare centers in Ohio: Environmental pathways to cis- and trans-permethrin exposure / Morgan et al. (2014). Exposures of 129 preschool children to organochlorines, organophosphates, pyrethroids, and acid herbicides at their homes and daycares in North Carolina / Quiros-Alcala et al. (2011). Pesticides in house dust from urban and farmworker households in California: An observational measurement study FE : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Ao et al., 2017	Dose = [CC x Qté x BETA] / Poids	0,03/0,06 g/j	-	-	Modèle : Guo & Kannan (2011). Comparative assessment of human exposure to phthalate esters from house dust in China and the United States FE : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Zheng et al., 2017	Dose = [CC x Qté x BETA] / Poids	20/50/200 mg/j	-	-	FE : Jones-Otazo et al. (2005). Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs
Zhou et al., 2017	Dose = [CC x Qté x BETA] / Poids	2,6/41/50/200 mg/j	-	-	FE : Wilson et al. (2013). Revisiting dust and soil ingestion rates based on hand-to-mouth transfer / Jones-Otazo et al. (2005). Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs
Barghi et al., 2017	Dose = [CC x Qté x BETA] / Poids	Qté en ng/j	-	-	FE : Barghi et al. (2016). Hexabromocyclododecane (HBCD) in the Korean food basket and estimation of dietary exposure
Larsson et al., 2017	Dose = CC x Qté / Poids	0,03/0,06 g/j	-	-	FE : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Kademoglou et al., 2017	Dose = [CC x Qté x Durée_expo] / Poids	20/50/200 mg/j	-	-	Modèle : US EPA (1997). Exposure factors handbook FE : Brandsma et al. (2013). Dust Measurement of Two Organophosphorus Flame Retardants, Resorcinol Bis(diphenylphosphate) (RBDPP) and Bisphenol A Bis(diphenylphosphate) (BPA-BDPP), Used as Alternatives for BDE-209

Shi et al., 2017	Dose = [CC x Qté x Durée_expo] / Poids	0,02/0,05/0,2 g/j	-	-	<u>FE</u> : Harrad et al. (2008). Concentrations of brominated flame retardants in dust from United Kingdom cars, homes, and offices: cause of variability and implications for human exposure / Ali et al. (2011). "Novel" brominated flame retardants in Belgian and UK indoor dust: implications for human exposure
Tokumura et al., 2017	Dose = [CC x Qté x BETA] / Poids	20/50 mg/j	-	-	<u>FE</u> : Abdallah & Covaci (2014). Organophosphate flame retardants in indoor dust from Egypt: implications for human exposure / Jones-Otazo et al. (2005). Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs
Glorennec et al., 2016	Dose = [(CC / Charge_poussière) x Qté] / Poids	60/100 mg/j	-	-	<u>FE</u> : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Anh et al., 2017	Dose = CC x Qté	20/50/200 mg/j	-	-	<u>FE</u> : Jones-Otazo et al. (2005). Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs
Kim et al., 2016	Dose = CC x Qté	20/50 mg/j	-	-	<u>FE</u> : Jones-Otazo et al. (2005). Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs
Su et al., 2016	Dose = [CC x Qté x BETA] / Poids	0,02/0,05/0,1 g/j	-	-	<u>Modèle et FE</u> : US EPA (2011). Exposure factors handbook / Zhang et al. (2010). Perfluorochemicals in meat, eggs and indoor dust in China: assessment of sources and pathways of human exposure to perfluorochemicals / Zhang et al. (2015). Perchlorate in indoor dust and human urine in China: contribution of indoor dust to total daily intake
Eqani et al., 2016	Dose = [CC x Qté x Fréq_expo x Durée_expo] / Poids	Qté en mg/j	-	-	<u>Modèle</u> : Zheng et al. (2010). Heavy metals exposure of children from stair way and side walk dust in the smelting district, northeast of China / Eqani et al. (2016). Spatial distribution of dust-bound trace elements in Pakistan and their implications for human exposure
Tian et al., 2016	Dose = CC x Qté x "gastrointestinal uptake fractions"	20/50/200 mg/j	-	-	<u>FE</u> : Jones-Otazo et al. (2005). Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs
Wu et al., 2016	Dose = [CC x Qté x BETA] / Poids	0,02/0,05/0,2 g/j	-	-	<u>Modèle</u> : Abdallah & Covaci (2014). Organophosphate flame retardants in indoor dust from Egypt: Implications for human exposure / Mizouchi et al. (2015). Exposure assessment of organophosphorus and organobromine flame retardants via indoor dust from elementary schools and domestic houses <u>FE</u> : Jones-Otazo et al. (2005). Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs
Cao et al., 2016	Dose = [CC x Qté x Fréq_expo x Durée_expo] / Poids	Qté en mg/j	-	-	<u>Modèle</u> : US EPA (1997). Exposure factors handbook
Spliethoff et al., 2016	Dose = [CC x Qté x Fréq_expo x Durée_expo] / Poids	30/50/60/100 mg/j + distribution Log-N	-	-	<u>FE</u> : US EPA (2011). Exposure factors handbook / Williams et al. (2013). Cancer Risk from Incidental Ingestion Exposures to PAHs Associated with Coal-Tar-Sealed Pavement / Ozkaynak et al. (2011). Modeled Estimates of Soil and Dust Ingestion Rates for Children

Abafe & Martincig, 2016	Dose = [CC x Qté x BETA] / Poids	20/50/200 mg/j	-	-	FE : Jones-Otazo et al. (2005). Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs / Harrad et al. (2008). Concentrations of brominated flame retardants in dust from United Kingdom cars, homes, and offices: Causes of variability and implications for human exposure / Ali et al. (2011). Assessment of human exposure to indoor organic contaminants via dust ingestion in Pakistan / Ali et al. (2013). Levels and profiles of organochlorines and flame retardants in car and house dust from Kuwait and Pakistan: Implication for human exposure via dust ingestion
He et al., 2016	Dose = CC x Qté / Poids	0,11/0,2 g/j	-	-	Modèle : Abdallah & Covaci (2014). Organophosphate flame retardants in indoor dust from egypt: implications for human exposure FE : Kang et al. (2012). Risk assessment of human exposure to bioaccessible phthalate esters via indoor dust around the Pearl River Delta
Li et al., 2016	Dose = CC x Qté / Poids	-	-	-	Modèle : US EPA
Tran et al., 2016	Dose = CC x Qté / Poids	0,03/0,06 g/j	-	-	Modèle : Guo & Kannan (2011). Comparative assessment of human exposure to phthalate esters from house dust in China and the United States / Wang et al. (2012). Occurrence and human exposure of p-hydroxybenzoic acid esters (parabens), bisphenol A diglycidyl ether (BADGE), and their hydrolysis products in indoor dust from the United States and three East Asian countries / Liao et al. (2012). Occurrence of eight bisphenol analogues in indoor dust from the United States and several Asian countries: implications for human exposure FE : US EPA (2008). Child-specific Exposure Factors Handbook
Xu et al., 2016	Dose = [CC x Qté x Durée_Expo] / Poids	50 mg/j	-	-	Modèle : US EPA (1997). Exposure factors handbook
Wu et al., 2016	Dose = CC x Qté / Poids	0,05/0,1 g/j	-	-	FE : US EPA (2009). Exposure factors handbook: 2009 update
Ma & Harrad, 2015	Dose = fonction (CC ; Qté)	20/50 mg/j	-	-	FE : US EPA (1997). Exposure factors handbook
Wang et al., 2015	Dose = CC x Qté / Poids	0,03/0,06 g/j	-	-	FE : Jones-Otazo et al. (2005). Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs
Sahlström et al., 2015	Dose = fonction (CC ; Qté)	30/60 mg/j	-	-	FE : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Tran et al., 2015	Dose = CC x Qté / Poids	30/60 mg/j	-	-	FE : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Subhani et al., 2015	Dose = [CC x Qté x Fréq_expo x Durée_expo] / Poids	100 mg/j	-	-	Modèle : Lu et al. (2010). Occurrence of cyclic and linear siloxanes in indoor dust from China, and implications for human exposures / Guo & Kannan (2011). Comparative assessment of human exposure to phthalate esters from house dust in China and the United States / Liao et al. (2012). Occurrence of eight bisphenol analogues in indoor dust from the United States and several Asian countries: implications for human exposure FE : US EPA (2008). Child-specific Exposure Factors Handbook
					Modèle : US EPA (1989). Risk assessment guidance for superfund, vol. I. Human Health Evaluation Manual / US EPA (1996). Soil Screening Guidance: Technical Background Document / Zheng et al. (2010). Health risk assessment of heavy metal exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast of China

					<u>FE</u> : USEPA (2001). Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites.
Zheng et al., 2015	Dose = fonction (CC ; Qté ; Poids)	20/50/200 mg/j	-	-	<u>FE</u> : Jones-Otazo et al. (2005). Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs
Li et al., 2015	Dose = [CC x Qté x Durée_expo x Fréq_expo x Tps_expo] / Poids	50 mg/j	-	-	<u>Modèle</u> : Staskal et al. (2008). Assessment of polybrominated diphenyl ether exposures and health risks associated with consumption of southern Mississippi catfish <u>FE</u> : US EPA (2009). Exposure Factors Handbook: 2009 Updat
Gao et al., 2015	Dose = [CC x Qté x BETA] / Poids	0,05/0,1/0,2 g/j	-	-	<u>FE</u> : Johnson-Restrepo & Kannan (2009). An assessment of sources and pathways of human exposure to polybrominated diphenyl ethers in the United States / Liao et al. (2012). Occurrence of eight bisphenol analogues in indoor dust from the United States and several Asian Countries: implications for human exposure / US EPA (2002). Young-specific Exposure Factors Handbook
Wan et al., 2015	Dose = CC x Qté / Poids	0,03/0,06 g/j	-	-	<u>Modèle</u> : Guo & Kannan (2011). Comparative assessment of human exposure to phthalate esters from house dust in China and the United States / US EPA (2011). Exposure factors handbook
Zhu et al., 2015	Dose = [CC x Qté x BETA] / Poids	Distribution Log-N en g/j	-	-	<u>FE</u> : US EPA (2011). Exposure factors handbook
Kang et al., 2015	-	100/200 mg/j			-
WHO-IPCS (2005)	Dose = CC surface (µg/cm <sup>2</sup> ) x S contact (cm <sup>2</sup> /event) X Fq contact (events/h) X t expo (h/day)	-	-	Nombre de contacts	
Santé Canada DQRA (2010)	Dose (mg/kg/j) = [ CC x Taux ingestion x Fabs gastro x Tps_expo]/Poids	0,08 g/j	-	-	<u>Modèle</u> : US EPA (1992)
	Dose (mg/kg/j) = [ CC x ∑ (SA ix SL i) x Fabs cutanée x Fréq_expo x Tps_expo]/Poids	-	-	-	
IGHRC (2010)	Exposition combinée sol et poussière IR (mg/j) = CC (mg/g) x Taux ingestion (g/j)	0,05/0,1 g/j	-	Nombre de contact par an	<u>Modèle</u> : CLEA
RIVM (2007)	Dose (mg/kg/j) = [CC (mg/cm <sup>2</sup> ) x Surface contact (cm <sup>2</sup> /j) ] / Poids	-	0,5	5	<u>Modèle</u> : Réglementation Biocide TNG (2004)
	IR (mg/j) = DR (mg/cm <sup>2</sup> ) x Surface mains (cm <sup>2</sup> ) x Fréq_contact main-bouche (events/h) x Tps_expo (h/j)	-		6,24	<u>Modèle</u> : US EPA (1997). Standard Operating Procedures for Residential Exposure Assessment - Pesticides

RIVM (2008)	Dose (mg/kg/j) = [CC (mg/kg) x Taux ingestion (mg/j)]/Poids (kg)	50/100 mg/j	-	-	
EPA (2005)	Dose (mg/kg/j) = [CC (mg/kg) x Taux ingestion (kg/j) x Fréq_expo (j/an) x Durée_expo (ans)]/[ Poids x Durée_expo (j)]	100/200 mg/j	-		FE : US EPA (1997). Exposure Factors Handbook

CC : concentration / Qté : quantité de poussière ingérée / Tps\_ing : durée de l'ingestion / Fréq\_expo : fréquence d'exposition / Durée\_expo : durée de l'exposition / BETA : budget espace-temps-activités / FE : facteurs d'exposition / Log-N : log-normale

## Annexe 7 : Recommandations existantes pour les paramètres d'exposition en lien avec l'estimation de la dose d'exposition par ingestion de poussière utilisant une concentration surfacique

La quantité de poussière ingérée exprimée en  $\mu\text{g}\cdot\text{j}^{-1}$  a fait l'objet de plusieurs études et de recommandations par divers instituts nationaux (cf. chapitre 7.2). En revanche, les paramètres permettant de modéliser la dose d'exposition par ingestion de poussière en utilisant une concentration surfacique (cf. chapitre 7.1) sont beaucoup moins documentés.

En effet, le taux de poussière ingérée, exprimée en  $\text{m}^2\cdot\text{j}^{-1}$ , n'a fait l'objet que d'un article scientifique identifié, dans le cadre d'une étude canadienne et dans un objectif d'aide à l'évaluation de l'exposition de la population de ce pays (Wilson et al., 2016). Le tableau ci-dessous présente les résultats obtenus par les auteurs pour ce paramètre, en considérant une répartition de 50% / 50% entre le contact avec des surfaces dures et des surfaces souples.

**Tableau 18 : Estimation du taux de poussière ingérée (en  $\text{m}^2\cdot\text{j}^{-1}$ ) par Wilson et al. (2016)**

Sous-population	Moyenne	Écart-type	Percentile 95
Nourrisson	0,025	0,024	0,088
Enfant en bas âge	0,061	0,055	0,2
Enfant	0,047	0,048	0,18
Adolescent	0,0032	0,0025	0,0094
Adulte	0,0037	0,0029	0,0093
Sénior	0,0038	0,0038	0,012

À défaut d'utiliser ce paramètre, il est possible de modéliser la dose en combinant trois autres paramètres :

- La surface de main en contact avec les surfaces intérieures exprimée en  $\text{m}^2$  ;
- Le taux de transfert vers la bouche par évènement exprimée en  $\text{cm}^2\cdot\text{évènement}^{-1}$  ;
- La fréquence des évènements main-bouche exprimée en  $\text{évènement}\cdot\text{h}^{-1}$ .

L'Exposure Factors Handbook de l'US EPA (2011) propose des recommandations pour estimer la surface d'une main, ainsi que la fréquence de contacts main-bouche sur une heure. Le tableau 19 présente ces deux paramètres. À noter que ces recommandations sont celles reprise par le Nordic Exposure Group (Höglund et al. 2012) et que la fréquence de contacts main-bouche est estimée à partir de la même étude par Wilson et al. (2016) et l'US EPA. De même, Wilson et al. (2016) estiment

la surface d'une main de la population canadienne à partir d'une étude reprenant elle-même un modèle de l'US EPA.

**Tableau 19 : Dernière mise à jour des recommandations issues de l'Exposure Factors Handbook (US EPA, 2011) pour la fréquence des contacts main-bouche (en évènements.h<sup>-1</sup>) et la surface d'une main (en m<sup>2</sup>) pour la population générale**

Sous-population	Nombre de contacts main-bouche (évènement.h <sup>-1</sup> )		Surface d'une main (m <sup>2</sup> )
	Moyenne	Percentile 95	Moyenne
< 1 mois	NR	NR	0,0075
[1 mois ; 3 mois[	NR	NR	0,0085
[3 mois ; 6 mois[	28	65	0,01
[6 mois ; 1 an[	19	52	0,012
[1 an ; 2 ans[	20	63	0,015
[2 ans ; 3 ans[	13	37	0,014
[3 ans ; 6 ans[	15	54	0,0185
[6 ans ; 11 ans[	7	21	0,0255
[11 ans ; 16 ans[	NR	NR	0,036
[16 ans ; 21 ans[	NR	NR	0,0415
≥ 21 ans hommes	NR	NR	0,0535
≥ 21 ans femmes	NR	NR	0,0445

NR : non renseigné

## Annexe 8 : Synthèse des travaux français relatifs à l'élaboration de valeurs guides dans la poussière

### Étude de cas de l'Anses sur l'élaboration de VGPI pour le phtalate de bis(2-éthylhexyle) (DEHP)

Depuis quelques années, une attention croissante est portée sur la qualité de l'air intérieur, avec en particulier la création par les pouvoirs publics, en 2001, de l'OQAI. De nombreuses campagnes de mesures dans les environnements intérieurs ont été réalisées en France, notamment dans les logements, les établissements recevant du public dont les écoles ou les crèches mais aussi dans des lieux atypiques comme les piscines, les gymnases, etc. Pour aider à l'interprétation des résultats de ce type de mesures, l'Anses a développé des VGAI qui permettent de positionner les niveaux observés par rapport à des critères sanitaires.

Ces valeurs guides visent à définir et proposer un cadre de référence destiné à protéger la population des effets sanitaires liés à une exposition à la pollution de l'air par inhalation.

Treize polluants chimiques, principalement des composés organiques volatils (COV), ont été étudiés sur les 10 années d'expertise écoulées.

Certaines substances d'intérêt dans les environnements intérieurs, tel que le phtalate de bis(2-éthylhexyle) (DEHP), peuvent être présentes à la fois dans l'air en phase gazeuse et en phase particulaire, mais aussi dans la poussière déposée au sol ou sur le mobilier. Pour ces substances, l'exposition orale *via* la poussière peut être non négligeable, en particulier pour certaines populations comme les jeunes enfants qui, de par leur comportement spécifique (contact main-bouche), peuvent être plus exposés que les autres tranches d'âge de la population. Par conséquent, afin de ne pas limiter la réflexion à l'air intérieur et à l'élaboration de VGAI, il a été envisagé de proposer, le cas échéant pour les substances pertinentes, des VGPI dans une vision globale concernant les environnements intérieurs.

### **Objectif des valeurs guides**

Les VGAI définies par l'Anses depuis 2005 correspondent à des niveaux de concentrations dans l'air d'une substance chimique en dessous desquelles aucun effet sanitaire ou aucune nuisance ayant un retentissement sur la santé n'est attendu pour la population générale.

Sur la base de cette définition, les VGPI visent également à définir et proposer un cadre de référence destiné à protéger la population des effets sanitaires.

### **Connaissances sur les effets et l'exposition au DEHP**

De nombreuses études mettent en évidence une atteinte de la reproduction suite à l'ingestion de DEHP. Les effets les plus pertinents et les plus sensibles sont observés au niveau de l'appareil reproducteur mâle suite à une exposition durant la gestation. L'atteinte est aussi bien histologique que fonctionnelle. Les études de reprotoxicité réalisées sur l'animal montrent que les jeunes sont plus sensibles aux effets testiculaires que les adultes.

L'effet critique retenu, en l'occurrence l'atteinte histologique et fonctionnelle de l'appareil reproducteur mâle, est en cohérence avec l'ensemble de la littérature (études épidémiologiques et expérimentales chez l'animal).

L'Anses en 2012 et l'EFSA en 2005 ont proposé une VTR de 0,05 mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> basée sur l'étude du NTP de 2004 comme étude clé. Cette étude de toxicité pour la reproduction par administration de DEHP *via* l'alimentation porte sur trois générations et les résultats permettent d'établir deux doses sans effet sur la fertilité et sur le développement, pour l'adulte et l'enfant respectivement. Ces deux doses ont la même valeur : NOAEL à 100 ppm.

Concernant l'exposition au DEHP, les études portant sur l'évaluation de l'exposition de la population européenne ou française à plusieurs phtalates a montré que chez les bébés et les jeunes enfants, l'exposition au DEHP associée à l'ingestion de poussière déposée est également significative (Pelletier et al., 2017b ; Wormuth et al., 2006). Pour toutes les classes d'âges, l'exposition par inhalation au DEHP constitue une part faible dans l'exposition globale (inférieure à 5%). La part de l'exposition par contact cutané au DEHP est encore plus faible (inférieure à 0,5%) (Pelletier et al., 2017b ; Bekö et al. 2013).

La démarche à retenir vise à construire une valeur protectrice de tout effet sanitaire en tenant compte des différentes sources et voies d'exposition lors de la construction de la VGAI et de la VGPI pour le DEHP. Ceci se traduit, pour les substances ayant un effet à seuil pour le même effet critique, par le fait que la dose correspondant à l'exposition agrégée<sup>31</sup> de la substance étudiée soit inférieure ou égale à la valeur toxicologique de référence.

Se pose également la question de l'existence d'une corrélation entre les concentrations en DEHP dans l'air intérieur et celles dans la poussière (ou inversement) afin de proposer une valeur guide uniquement dans l'un de ces deux médias. Trois études ont discuté de relations entre les concentrations de plusieurs composés dont le DEHP dans les phases gazeuse, particulaire et déposée au sol, qui permettent de comprendre et approcher la répartition du DEHP dans les différentes phases de l'environnement intérieur. Mais l'utilisation des relations établies est difficilement exploitable pour la construction d'une valeur unique protégeant à la fois des expositions par voies orale et respiratoire.

Il a donc été proposé d'investiguer et de construire, en complément de la VGAI, une VGPI.

### **Concept et méthode de calcul des valeurs guides**

La VGAI s'exprime en  $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$  et la VGPI en  $\text{mg}\cdot\text{g}_{\text{poussière}}^{-1}$ .

Dans une approche classique d'élaboration de valeurs guides, les équations de calcul seraient :

$$VGAI (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}) = \frac{VTR (\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}) \times PC(\text{kg})}{T_{\text{resp}}(\text{m}^3\cdot\text{j}^{-1})}$$

$$VGPI(\mu\text{g}\cdot\text{g}_{\text{poussière}}^{-1}) = \frac{VTR (\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}) \times PC(\text{kg})}{Q(\text{g}_{\text{poussière}}\cdot\text{j}^{-1})}$$

Ces équations tiennent compte uniquement de l'exposition pour la voie considérée et le milieu examiné. Ainsi, pour le calcul distinct des deux valeurs guides, une exposition unique au milieu est considérée sans prendre en compte les autres sources d'exposition potentielles.

Ces éléments posent tout d'abord la question de la pertinence de VGPI au regard de la contribution des différentes voies et sources d'exposition dans l'exposition totale de la population générale. Par exemple, deux approches basées sur l'exposition agrégée ont été détaillées pour l'élaboration d'une VGAI ou d'une VGPI afin de protéger la santé de la population.

<sup>31</sup> Évaluation des expositions agrégées : prendre en compte toutes les expositions à une substance ou agent dangereux *via* plusieurs sources d'exposition (par exemple l'eau, l'air, les aliments et les produits de consommations) et plusieurs voies d'exposition (inhalation, contact cutané et voie orale).

## **Approche absolue**

Incluant l'ensemble des expositions au DEHP, il est proposé de soustraire pour le calcul de la VGAI toutes les contributions liées aux autres sources d'exposition considérées.

Pour établir une VGAI, les sources d'exposition prises en compte sont les suivantes : l'exposition *via* l'ingestion de poussière, d'aliments, de la mise en bouche des jouets et *via* l'inhalation d'air extérieur. Il est proposé de soustraire à la VTR calculée en dose interne la somme des doses d'exposition exprimées en doses internes calculées pour les autres sources d'exposition. Le même exercice est réalisé pour le calcul de la valeur guide pour les poussières intérieures.

La construction de la VGAI et de la VGPI du DEHP repose alors sur les équations suivantes :

$$VGAI = \frac{(VTR - (Dose_{poussière} - Dose_{aliments} - Dose_{jouets} - Dose_{air\ ext})) \times PC(kg)}{Tresp(m^3 \cdot j^{-1})}$$

$$VGPI = \frac{(VTR - (Dose_{air} - Dose_{aliments} - Dose_{jouets})) \times PC(kg)}{Q(g_{poussière} \cdot j^{-1})}$$

### **Avantage**

Le calcul des valeurs guides tient compte réellement et quantitativement de la contamination des milieux. Cette approche et la suivante permettent de ne pas cloisonner l'environnement intérieur mais d'inclure également la contamination des autres milieux.

### **Inconvénient**

Le calcul des valeurs guides peut donner un résultat négatif indiquant que les contributions liées aux autres sources d'exposition sont prédominantes. L'ingestion d'aliments peut par cet exemple, excéder déjà la VTR. Une attention sur un éventuel risque sanitaire doit être mentionnée en indiquant au gestionnaire qu'une évaluation des risques sanitaires plus approfondie s'avère nécessaire pour cette source d'exposition et que par ailleurs d'après les premières données, il faudrait initier des mesures de gestion prioritairement dans le domaine alimentaire.

De manière plus globale, la soustraction des autres sources d'exposition dans le calcul des valeurs guides s'apparente à un système de « double peine » dans le sens où de fortes concentrations dans d'autres milieux d'exposition vont contribuer à diminuer d'autant plus la VGAI ou de la VGPI. Ainsi, nous aurons une valeur très basse et restrictive alors que la problématique provient clairement d'une contamination dans un autre milieu d'exposition. Se pose clairement la question de la pertinence d'élaborer des VGAI et VGPI dans ce genre de situation. Si l'effort à consentir concerne d'autres compartiments d'exposition, cela vaut-il la peine de déterminer ce type de valeurs ? Par ailleurs, à partir de quand peut-on estimer ou décider que la problématique relève d'une autre source d'exposition... pour quelle valeur de VGAI ou VGPI ? On le comprend bien si le résultat du calcul est négatif, mais quid d'une VGPI calculée à 0,001 mg.g<sub>poussière</sub><sup>-1</sup> ? Ou mettre le curseur de « la pertinence de l'exercice » ?

Par ailleurs, l'élaboration de ces valeurs guides implique l'utilisation de données récentes françaises. En effet, le calcul de ces valeurs guides est étroitement corrélé à la contamination des milieux. Il faut également souligner que ces valeurs guides doivent donc être évolutives puisqu'une réglementation restreignant l'usage de la substance pour tel ou tel usage limitera éventuellement la contamination

du milieu considéré rendant caduque le calcul antérieur de la valeur guide sur la base de données de contamination plus anciennes. Cette limite concerne également l'option suivante.

### **Approche relative**

La connaissance sur la contamination des milieux est également nécessaire dans cette approche relative. Cependant, la contamination en DEHP dans les autres sources d'exposition n'est pas retenue mais plutôt les pourcentages relatifs que représente chaque source d'exposition dans l'exposition globale des enfants.

La construction de la VGAI et de la VGPI du DEHP repose sur les équations suivantes :

$$VGAI = \frac{VTR \times P_{air\ int} \times PC}{Tresp}$$

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

### **Avantage**

Cette approche permet de pondérer la VGAI et la VGPI en fonction de la contribution estimée de chaque milieu d'exposition à l'exposition globale et ainsi de prendre en compte de façon relative l'exposition de la population générale au DEHP par la voie alimentaire.

### **Inconvénient**

Cette approche est biaisée et ne tient pas compte de l'exposition réelle de la population. Comme discuté pour l'approche précédente, il est possible qu'une des sources d'exposition ou la somme des expositions puissent conduire à un dépassement de la VTR, ce qui n'est pas pris en compte par cette approche. Elle permet de limiter l'apport de l'exposition au DEHP par l'air intérieur et les poussières intérieures par rapport à celui de l'exposition *via* l'alimentation.

De manière analogue à la précédente approche, le calcul des valeurs guides est pénalisé pour les milieux étudiés ; moins le milieu contribue à l'exposition globale plus la valeur guide est faible. Ainsi, nous aurons une valeur basse et restrictive alors que la problématique provient clairement d'une contamination dans un autre milieu d'exposition.

Il serait également possible non pas de se baser sur les données de contamination des milieux mais plutôt sur des pourcentages arbitraires définis par les gestionnaires divisant ainsi le crédit toxicologique de la substance selon les sources d'exposition.

Évidemment, ce choix arbitraire de pourcentages par le gestionnaire reste complexe, politique et peut dépendre de l'intérêt d'une substance pour un usage particulier par exemple dans le domaine alimentaire plus que pour son usage dans un produit de construction et ceci peut s'inverser pour une autre substance. Dans l'établissement de ces valeurs guides pour l'eau de boisson, l'OMS a défini en 2011, sur la base du jugement d'experts, que la consommation d'eau de boisson représentait par défaut 20 % de la consommation alimentaire totale quotidienne, valeur jugée conservatrice (c'était 10 % avant 2011). Ainsi, l'OMS multiplie par 0,2 les TVR construites pour établir sa valeur guide pour l'eau de boisson.

Dans cette perspective, il a été proposé de classer les substances à étudier pour l'élaboration de VGAI et/ou de VGPI selon par exemple deux paramètres :

- La tension de vapeur (classes à définir afin de distinguer les substances hautement, moyennement, semi ou non volatiles) ;
- Présence connue dans les différentes matrices (présence dans l'air intérieur, les poussières, alimentation (eau et aliments), etc.).

Ainsi, différentes classes pourraient être proposées tenant compte du croisement entre la tension de vapeur et la présence connue dans les différentes matrices de l'environnement. Ensuite, il faudrait déterminer de manière arbitraire selon les caractéristiques de chaque classe, une fraction attribuable aux différentes matrices. À titre d'exemple, pour une substance hautement volatile présente dans l'air intérieur et l'alimentation, la VGAI sera multipliée par un coefficient X et aucune VGPI ne sera calculée. Pour une autre substance peu volatile et présente dans les trois matrices (air intérieur, poussière, alimentation), la VGAI sera multipliée par un coefficient Y (< X) et la VGPI sera multipliée par un coefficient Z. Ces coefficients devront être déterminés au préalable, soit de manière arbitraire par le gestionnaire, soit au sein de l'Anses de manière transversale et consensuelle. Ainsi, ces coefficients devraient être appliqués de manière cohérente pour les autres valeurs proposées par l'Anses, notamment dans le domaine de l'alimentation.

### Concentrations environnementales pour un dépistage du saturnisme en France

*Nota* : Cette partie est extraite du rapport du HCSP (2014) relatif aux expositions au plomb : détermination de nouveaux objectifs de gestion, notamment le chapitre 3.5.4 Détermination des concentrations de plomb dans les milieux devant conduire à un dépistage (niveaux déclenchant un dépistage).

Le HCSP recommande de considérer comme devant faire l'objet de mesures particulières et urgentes les 2 % d'enfants les plus exposés, soit au-delà du percentile 98, correspondant en 2008-2009 à une plombémie de 50  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . Compte tenu des effets sans seuil de toxicité connus et d'une distribution log-normale des expositions, le HCSP rappelle cependant que le gain sanitaire global maximal sera obtenu en baissant les expositions les plus fréquentes soit les plus faibles. La baisse des expositions les plus fortes, quant à elle, vise à réduire le risque d'effets sanitaires plus importants.

L'exposition des populations dépend à la fois de la contamination des milieux, du contact des populations avec les milieux et de l'absorption par l'organisme. Vivre dans une zone où la contamination d'un milieu est plus élevée que d'ordinaire augmente donc le risque d'augmentation de la plombémie, celui du dépassement des seuils de référence et de la pertinence d'un dépistage du saturnisme infantile au sein des populations concernées. Ce constat, fait et mis en œuvre pour les sites industriels (Glorennec et al., 2006), avait conduit l'InVS à proposer une démarche visant à décider de la mise en œuvre, ou pas, d'un dépistage autour de ces sites après une estimation des expositions (Glorennec et al., 2002). La modélisation des expositions s'est en effet avérée pouvoir être une aide utile à la décision (Glorennec et Declercq, 2007). Cette démarche peut être étendue dans son principe à toute zone où est suspectée la contamination d'un milieu d'exposition et notamment aux principes<sup>32</sup> qui guident la sélection de la zone et de la population d'étude.

Une plombémie modélisée supérieure à 50  $\mu\text{g.L}^{-1}$  devrait conduire à un dépistage. En conséquence, une contamination des milieux en contact avec les enfants conduisant à un risque de plombémie supérieure à 50  $\mu\text{g.L}^{-1}$  devrait conduire à la réalisation d'un dépistage pour une éventuelle prise en charge individuelle.

---

<sup>32</sup> Les principes du guide InVS précité restent d'actualité. En revanche les critères de décision doivent être actualisés selon les préconisations du HCSP, ainsi que l'apport alimentaire au vu des EAT récentes et en cours.

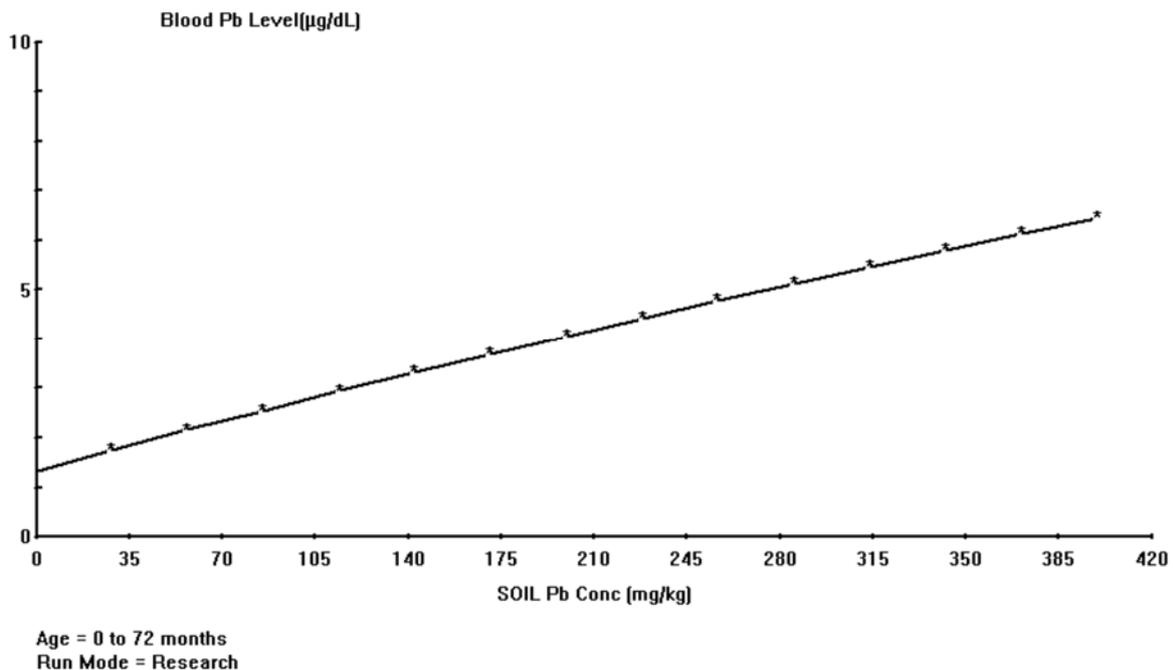
Avec les paramètres environnementaux du tableau 20 issu du rapport du HCSP et les paramètres par défaut du modèle IEUBK (White et al., 1998), la plombémie modélisée à partir des médianes des paramètres d'exposition est de  $13,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ , proche de celle observée dans la campagne nationale de biosurveillance Saturn-Inf. En faisant varier les contaminations des milieux (chacune isolément, les autres étant fixés à leur valeur médiane) on peut modéliser la plombémie qui en résulterait grâce au modèle IEUBK. Pour un milieu donné, le paramètre humain d'exposition correspondant (quantité d'eau, de sol, de poussière ingérée) est fixé, successivement, à son percentile 95 pour l'eau, et à un percentile « élevé<sup>33</sup> » pour les sols et les poussières déposées dans les logements. Ainsi, avec ces concentrations dans les milieux, au moins 5 % des enfants auraient une plombémie supérieure à  $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ , ce qui doit conduire à un dépistage.

**Tableau 20 : Paramètres de modélisation des plombémies pour déterminer les concentrations environnementales devant entraîner un dépistage du saturnisme infantile**

Paramètre	Valeur du paramètre	Source
Air ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ )	0,007	BDQA
Alimentation ( $\mu\text{g.j}^{-1}$ )	1,3 ; 2,5 ; 2,8; 5,5; 5,7 ; 7,4 ; 6,6 (apport alimentaire moyen selon la tranche d'âge)	Anses, 2011 Anses, 2014
Eau du robinet ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	< 1 arrondi à 1	Lucas et al., 2012
Poussières intérieures déposées ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) (plomb total)	$9,3 \mu\text{g.m}^{-2}$ soit $37 \mu\text{g.g}^{-1}$ avec un empoussièrément de $0,252 \text{g.m}^{-2}$ (Giovannangelo et al., 2007)	Lucas et al., 2012
Sol extérieur ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) (plomb total)	27	Lucas et al., 2012
Plombémie de la mère ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	19	Falq et al, 2011
Quantité d'eau ingérée ( $\text{L.j}^{-1}$ )	6-36 mois : P50= 0,19 ; P95=0,79 3-6 ans : P50=0,13 ; P95=0,66	Fantino and Gourmet, 2008 Afssa, 2009
Quantité de sol et poussières ingérées ( $\text{g.j}^{-1}$ ) <sup>34</sup>	P50 : $0,1 \text{g}_{\text{sol}} + \text{poussière ingérés.j}^{-1}$ ; P« élevé » $0,2 \text{g.j}^{-1}$	US EPA, 2011

<sup>33</sup> « Upper percentile » selon l'Exposure Factor Handbook de l'US EPA (US EPA, 2011).

<sup>34</sup> D'autres valeurs d'ingestion de sols et de poussière existent, pouvant conduire à des valeurs déclenchant un dépistage plus élevées pour les sols et la poussière. Ainsi, en considérant les valeurs retenues par l'InVS et l'Ineris pour l'ingestion de sols et de poussière (qui sont environ 4-5 fois moins hautes que la valeur IEUBK par défaut, qui correspond à la recommandation de l'US EPA, en tendance centrale et deux fois moins élevées que la recommandation de l'US EPA pour le P95), on aboutirait à des valeurs de l'ordre de  $600 \text{mg.kg}^{-1}$  pour les sols et  $140 \mu\text{g.m}^{-2}$  pour les poussières pour une plombémie de  $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ . Le HCSP a choisi de privilégier la recommandation de l'US EPA (2011) car elle fait consensus au niveau international et est une synthèse de l'ensemble des études réalisées sur ce sujet, réalisée postérieurement à celle de Dor et al. (2012). Elle a le mérite de s'appuyer sur tout un ensemble d'études afin de s'assurer de la robustesse de ses résultats. Le



**Figure 12 : Plombémie attendue ( $\mu\text{g.dL}^{-1}$ ) selon la concentration en plomb du sol ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )**

Selon la figure 12, une plombémie de  $50 \mu\text{g.L}^{-1}$  chez environ 5 % des enfants - ceux qui ingèrent le plus de sol - est atteinte pour  $\text{mg}_{\text{Pb}}.\text{kg}_{\text{sol}}$  ; il s'agit du niveau déclenchant un dépistage, valeur arrondie à  $300 \text{ mg.kg}^{-1}$ .

À noter, selon la même modélisation, que lorsque les teneurs dans les sols atteignent la valeur de  $100 \text{ mg}_{\text{Pb}}.\text{kg}_{\text{sol}}$ , 5 % des enfants présents localement sont susceptibles d'avoir une plombémie supérieure à  $25 \mu\text{g.L}^{-1}$ , niveau défini plus haut comme le seuil de vigilance.

---

rapport InVS/Ineris (Dor et al., 2012) n'a retenu qu'une seule étude pour dériver une distribution d'ingestion de terre. Cette étude a été menée sur un faible effectif d'enfants. Elle n'a pas, selon l'EPA, été retenue pour des raisons méthodologiques, dans la liste de ses études amenant à sa recommandation.

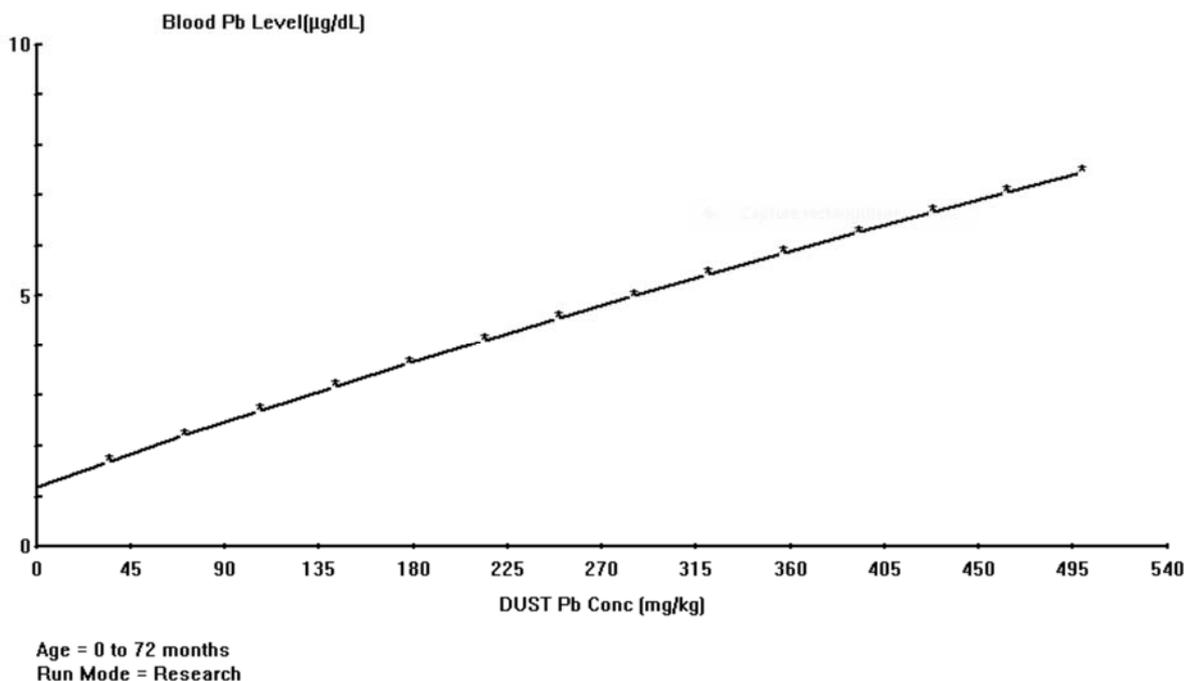


Figure 13 : Plombémie attendue ( $\mu\text{g.dL}^{-1}$ ) selon la concentration en plomb dans les poussières déposées ( $\text{mg.kg}^{-1}$ ).

Selon la figure 13, une plombémie de  $50 \mu\text{g.L}^{-1}$  chez environ 5 % des enfants est atteinte pour  $285 \text{ mg}_{\text{Pb}}.\text{kg}_{\text{poussière}}$ , soit  $70 \mu\text{g.m}^{-2}$  environ en considérant un empoussièremement moyen de  $252 \text{ g}_{\text{poussière}}.\text{m}^{-2}$ .

À noter aussi qu'une teneur de plus de  $25 \mu\text{g}_{\text{Pb}}.\text{m}^{-2}$  entraîne un risque d'avoir une plombémie supérieure à  $24 \mu\text{g.L}^{-1}$  chez 5 % des enfants.

De la même façon on trouve pour l'eau une valeur d'environ  $20 \mu\text{g.L}^{-1}$  d'eau pour atteindre  $50 \mu\text{g.L}^{-1}$  de sang chez environ 5 % des enfants, les plus gros consommateurs d'eau.

Si la teneur de plomb dans l'eau dépasse la valeur de  $10 \mu\text{g.L}^{-1}$ , cette situation doit être corrigée car en infraction avec la Directive européenne relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

Les valeurs de contamination des milieux d'exposition (moyennes arithmétiques des concentrations dans les lieux fréquentés par un enfant) devant conduire à un dépistage du saturnisme infantile sont récapitulées dans le tableau 21.

**Tableau 21 : Valeurs de contamination des milieux d'exposition devant conduire à un dépistage du saturnisme infantile**

Milieu	Sols	Poussières déposées dans les logements	Eau de boisson
Concentration entraînant un dépistage du saturnisme (plombémie attendue $> 50 \mu\text{g.L}^{-1}$ chez environ 5% des enfants)	$300 \text{ mg}_{\text{Pb}}.\text{kg}_{\text{sol}}^{-1}$	$70 \mu\text{g.m}^{-2}$	$20 \mu\text{g.L}^{-1}$

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

À noter que si des média d'exposition sont corrélés (par exemple sol et poussière ; Lucas et al., 2014), cette approche n'est pas protectrice puisque lors de la variation d'un milieu, les autres valeurs sont fixées à leur valeur médiane. Plus généralement la concomitance de plusieurs expositions particulières doit inciter à une approche spécifique.

Ces modélisations tiennent compte des valeurs par défaut de biodisponibilité (50 % pour sols et poussières dans IEUBK). Or, la prise en compte de la biodisponibilité permet d'affiner la décision de dépistage (Glorennec et Declercq, 2007), en particulier autour des sites miniers où la biodisponibilité peut être faible (Glorennec, 2006). Il peut, dans ce cas, être intéressant de mesurer la fraction bioaccessible (proxi majorant de la biodisponibilité) en particulier par la méthode BARGE validée *in vivo* (Denys et al., 2012). La méthode dite « acido-soluble » inspirée de la méthode réglementaire française pour la poussière adaptée (Le Bot et al., 2010) et utilisée dans Plomb-habitat (Glorennec et al., 2012) est moins onéreuse et semble très corrélée avec la méthode BARGE, au vu de premiers essais qui demanderaient à être confirmés.

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

Les personnes dont la plombémie est égale ou supérieure à 50  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , identifiées lors de ce dépistage, doivent rapidement bénéficier de mesures personnalisées qui les soustraient de manière pérenne à cette exposition. Le fait que le dépistage ne retrouve pas de sujet présentant des valeurs élevées de plombémies ne signifie pas que la situation est satisfaisante ; cela peut être le reflet de la taille réduite de la population concernée ou résulter du fait que l'intensité du contact avec le milieu contaminé se situe en deçà des valeurs conventionnelles retenues pour la modélisation de l'exposition. Cela peut être vrai au moment de la campagne de dépistage mais pour autant le potentiel d'exposition et donc la menace restent présents et peuvent se manifester dans le futur. Une analyse approfondie des conditions d'exposition doit être conduite afin d'en tirer les mesures de gestion du risque jugées les plus pertinentes dans le contexte particulier.

En pratique, cette approche en deux temps (1/ engagement d'un dépistage, 2/ réflexion sur les actions de gestion à engager sur la base des concentrations dans les milieux et des plombémies mesurées) ne s'applique que pour le cas des sols contaminés pour lesquels l'exposition est dépendante d'une gamme de facteurs, dont des facteurs géochimiques (biodisponibilité, etc.) et comportementaux (usage des sols, etc.) qui rendent la corrélation entre concentrations dans les sols et teneurs sanguines du plomb très variables. En revanche, la relation est beaucoup plus directe dans le cas de la poussière et de qualité de l'eau de boisson et le dépassement des niveaux déclenchant un dépistage pour ces deux milieux de contact rendent les mesures de gestion du risque plus impératives. Si le dépistage conduit à identifier des enfants avec plombémie supérieure à 25  $\mu\text{g.L}^{-1}$  mais inférieures à 50  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , des conseils hygiéno-diététiques, et des mesures simples de limitation du contact avec les sources d'exposition potentielles doivent être donnés.

## Annexe 9 : Atelier scientifique

### FINAL PROGRAMME

**Wednesday, September 11, 2019**

#### **Afternoon**

1:00 pm - 1:45 pm	<b>Registration</b>
1:45 pm - 3:30 pm	<p><b>Opening and Welcome</b></p> <p><b>Roundtable - brief presentation of the work of each organization/country on the theme</b></p> <p><b>Anses's missions</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Anses general presentation S. Elreedy (Anses)</li> <li>- Establishment of reference values in food and environments C. Rousselle (Anses)</li> <li>- Previous and ongoing work on indoor dust G. Perouel (Anses)</li> </ul>
3:30 pm - 3:45 pm	<i>Coffee break</i>
3:45 pm - 5:15 pm	<p><b>Guideline values for settled indoor dust: examples and difficulties</b></p> <p><u>Moderation:</u> V. Pernelet-Joly (Anses)</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Guideline values for settled indoor dust - DEHP case study: methodological options and difficulties M. Keirsbulck (Anses)</li> <li>2. Environmental concentrations triggering a screening for lead poisoning in France P. Glorennec (HCSP)</li> </ol>
5:15 pm - 6:00 pm	Which pollutants are relevant for indoor settled dust guideline values?

**Thursday, September 12, 2019**

---

8:30 am - 9:00 am	<b>Welcome and organization</b>
<b>Morning</b>	<b>Panel discussion</b>
	<u>Moderation</u> : C. Mandin (CSTB)
9:00 am - 10:30 am	<b>Session 1</b> : Which concept and objective of health based guideline values for indoor dust?
10:30 am - 10:45 am	<i>Coffee break</i>
10:45 am - 12:15 pm	<b>Session 2</b> : Which units for a guideline value for indoor dust: load or concentration?
12:15 pm - 1:15 pm	<i>Lunch</i>
<b>Afternoon</b>	<b>Panel discussion</b>
	<u>Moderation</u> : C. Mandin (CSTB)
1:15 pm - 3:15 pm	<b>Session 3</b> : Methodology of establishment of an guideline value for indoor dust - taking into account exposure via different pathways
3:15 pm - 3:30 pm	<i>Coffee break</i>
3:30 pm - 5:30 pm	<b>Session 4</b> : Methodology of establishment of a guideline value for indoor dust - definition and uncertainties
5:30 pm - 6:00 pm	<b>Summary and conclusions</b>

---

**Friday, September 13, 2019****Morning**

9:00 am - 9:30 am	<b>Welcome</b>	<b>Accueil</b>
9:30 am - 10:30 am	<b>Summary of technical workshop</b>	<b>Restitution des discussions de l'atelier scientifique</b>
	<b>Multi exposure and guidelines values for settled indoor dust</b>	<b>Multi exposition et valeurs guides pour les poussières intérieures</b>
10:30 am - 1:00 pm	<b>Stakeholders' point of views</b>	<b>Echange avec les gestionnaires</b>
	Is there a need for specific context or national policy?	Quels sont les besoins au niveau local ou national ?
1:00 pm	<b>Closure</b>	<b>Clôture</b>

**Participants**

- Kenichi Azuma - université d'Osaka (Japon)
- Roger Waeber - Office fédérale de la santé publique (Suisse)
- Peter Egeghy - US EPA (USA)
- Derek Shendell - université de Rutgers (USA)
- Pat Rasmussen - Santé Canada



Agence nationale de sécurité sanitaire  
de l'alimentation, de l'environnement et du travail  
14 rue Pierre et Marie Curie  
F94701 Maisons-Alfort cedex  
[www.anses.fr](http://www.anses.fr)  
[@Anses\\_fr](https://twitter.com/Anses_fr)