

Santé et environnement

Guide pratique

2012

*Quantités de terre et
poussières ingérées
par un enfant
de moins de 6 ans
et bioaccessibilité
des polluants*

*État des connaissances
et propositions*



Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants : état des connaissances et propositions

Membres du groupe de travail

Gaël Bellenfant	Bureau de recherche géologique et minière
Claire Dabin	ICF ENVIRONNEMENT
Côme Daniau	Institut de veille sanitaire
Sébastien Denys	Institut national de l'environnement et des risques coordinateur du groupe de travail
Frédéric Dor	Institut de veille sanitaire coordinateur du groupe de travail
Adeline Floch-Barneaud	Institut national de l'environnement et des risques
Arnaud Mathieu	Institut de veille sanitaire – Cire Ile-de-France
Luc Mosqueron	Institut national de l'environnement et des risques puis Veolia environnement
Vincent Nedellec	Vincent Nedellec conseils
Abdelkrim Zeghnoun	Institut de veille sanitaire

Dans le cadre de leur procédure qualité, la relecture du document a été effectuée respectivement par Cécile Kairo et Pascal Empereur-Bissonnet pour l'InVS et Corinne Hulot et Céline Boudet pour l'Ineris.

Abréviations

InVS	Institut de veille sanitaire
Ineris	Institut national de l'environnement et des risques industriels
GT	Groupe de travail
VITO	Centre flamand d'expertise pour l'environnement et la santé
QSI	Quantité de sol ingérée
EQRS	Evaluation quantitative des risques sanitaires
BLUP	Best Linear Unbiased Predictors
BARGE	BioAccessibility Research Group in Europe
VTR	Valeur toxicologique de référence
DJE	Dose journalière d'exposition
As	Arsenic
Cd	Cadmium
Pb	Plomb
QSI	Quantité de terre et poussières ingérée

Démarche de travail

Composition du groupe de travail

La question de la quantité de sol et poussières ingérée par un enfant fait débat depuis de nombreuses années. Largement confrontés à cette thématique, l'Institut de veille sanitaire (InVS) et l'Institut national de l'environnement et des risques (Ineris) ont pris l'initiative, en 2007, de mettre en place un groupe de travail (GT) afin d'apporter les clarifications et analyses nécessaires autour de cette variable humaine d'exposition à travers un rapport faisant état des connaissances actuelles et des propositions d'utilisation des données en matière d'exposition et d'évaluation des risques sanitaires.

Ce GT a été constitué en assurant une complémentarité de l'ensemble des expertises nécessaires dans les domaines de l'évaluation des risques sanitaires, la bioaccessibilité et biodisponibilité des polluants et la statistique. Souhaitant que les résultats de ce travail soient les plus en phase avec les attentes des acteurs de terrain, l'InVS et l'Ineris ont proposé d'intégrer dans la composition du GT non seulement des experts institutionnels mais également des représentants des bureaux d'études, praticiens de terrain de l'évaluation des risques en matière de sols pollués. Cette diversité a permis d'affermir la finalité de la description de cette variable humaine d'exposition en termes de santé publique en développant le raisonnement au-delà du seul calcul de l'exposition des populations par cette voie et ce vecteur d'exposition. Le copilotage InVS-Ineris ainsi que l'équilibre des métiers composant le groupe d'experts ont permis de veiller à l'objectivité des avis et de garantir la qualité des travaux jusqu'à leur produit final.

Ainsi, la restitution du travail a été souhaitée sous la forme d'un document le plus opérationnel possible à travers les quatre parties suivantes :

- ↳ les définitions des principaux termes utilisés dans le domaine de l'ingestion de terre ;
- ↳ l'organisation en questionnement de l'état des connaissances disponibles aujourd'hui sur la quantité de terre et poussières ingérée et la bioaccessibilité des polluants présents dans les terres ;
- ↳ les choix pour une utilisation des données dans les études d'estimation de l'exposition et d'évaluation quantitative des risques sanitaires ;
- ↳ les conclusions et perspectives à mettre en place et soutenir.

Méthode de travail

Le GT s'est réuni à sept reprises entre mai 2007 et octobre 2009 et a organisé la conduite de son travail de la manière suivante :

- préciser et formuler clairement les objectifs du travail ;
- identifier les questions permettant de restituer l'état des connaissances dans un format opérationnel ;
- identifier les rédacteurs des réponses aux différentes questions ;
- rassembler la littérature disponible en s'appuyant principalement sur les synthèses disponibles telles que celle réalisée par l'US EPA intitulée « Child Exposure Factor Handbook » [1] ;
- définir les termes importants de la thématique ;
- décrire les caractéristiques principales des études ayant quantifié la quantité de terre ingérée et la bioaccessibilité des polluants présents dans les terres ;
- identifier, commenter et sélectionner le ou les résultats les plus robustes en lien notamment avec le protocole et les méthodes d'exploitation des données recueillies.

La recherche documentaire a porté sur les mots clés suivants : « soil ingestion », « hand-mouth exposure », « review », « non-dietary ingestion », « bioaccessibility », « soil bioaccessibility », « soil bioavailability ». Il en est ressorti un nombre plutôt restreint de papiers. Cette recherche a également révélé, paradoxalement, un nombre important de synthèses. Il faut dire que, méthodologiquement, les études sur ce sujet sont complexes à mettre en œuvre, l'analyse approfondie des différentes études sources le montrera au long de l'expertise de ce dossier. Dans ces conditions, le GT a souhaité s'appuyer dans un premier temps sur les synthèses bibliographiques ainsi que sur les travaux d'expertise publiés qui rassemblent et décrivent l'ensemble de la littérature. Ce premier regard a permis de bénéficier des analyses approfondies ajoutant à la connaissance publiée, des informations relatives à des études utiles pour apprécier la portée des résultats, sachant que les auteurs américains des papiers étaient parties prenantes des groupes d'expertise. Dans un deuxième temps, pour apporter des réponses précises aux questions posées dans ce document, les articles décrivant les études princeps ont été analysés individuellement.

Enfin, au fur et à mesure du déroulement de l'expertise, compte tenu des délais nécessaires, la recherche documentaire a été renouvelée afin de prendre en compte les nouvelles publications parues jusqu'en début 2010, période de début de la relecture du document.

Deux publications ont été repérées, l'une est une ré-analyse intéressante récemment proposée par le Centre flamand d'expertise pour l'environnement et la santé (VITO) [73], l'autre une évolution du document de l'US EPA intitulé « Child Specific Exposure Factor Handbook » [80]. Ces deux revues récentes ne rapportent pas de publications qui soient de nature à modifier les propositions faites par le GT.

Ces éléments sont rassemblés dans le présent rapport qui achève le mandat de ce GT.

SOMMAIRE

Abréviations	2
Démarche de travail	3
Introduction	8
Complexité de la voie d'ingestion de terre	8
Connaissances sur les valeurs numériques des paramètres	10
Intégration de ces connaissances dans les études d'exposition et d'évaluation quantitative des risques sanitaires	11
Objectifs	12
Première partie Définitions – explicitations des termes clés	13
1. Quelle est l'acception des termes « terre » et « poussières » ?	14
2. Qu'est-ce que l'ingestion ?	14
3. Qu'est-ce que la fraction bioaccessible d'un polluant dans une matrice ?	14
4. Qu'est-ce que la fraction biodisponible d'un polluant dans une matrice ?	14
5. Qu'entend-on par spéciation ?	15
6. Qu'entend-on par incertitude ?	15
Deuxième partie L'état des connaissances en questionnement	16
Questionnements sur la quantité de terre et de poussières ingérées	17
1. Quelles sont les méthodes qui permettent d'estimer la quantité de terre et de poussières ingérée ?	17
2. Comment sont exprimés les résultats de quantité de terre ingérée ?	19
3. Quelles sont les quantités de terre et poussières ingérés obtenues par la méthode des traceurs ?	20
4. Peut-on faire la différence entre les quantités de terre et de poussières ingérés ?	24
5. Quelles sont les populations sur lesquelles les données ont été obtenues ?	24
6. Quels sont les paramètres pris en compte dans les études ?	25
7. Quels sont les facteurs pouvant influencer la quantité de terre ingérée ?	27
8. Quels sont les avantages et les limites des études utilisant la méthode des traceurs ?	32
9. Quelles sont les données les plus robustes parmi les études recensées ?	33
Questionnements sur la fraction bioaccessible	39
1. Quelles sont les méthodes qui permettent d'estimer la fraction bioaccessible ?	39
2. Quels sont les facteurs influant sur le résultat des tests de bioaccessibilité ?	43

3. Quels sont les polluants pour lesquels on dispose de données sur leur bioaccessibilité dans les terres ?	44
4. Y a-t-il des données de bioaccessibilité spécifiques sur les poussières ?	46
5. La bioaccessibilité dans les terres est-elle différente de celle déterminée dans les poussières de maisons ?	47
6. Quelle influence la nature des terres et la spéciation présentent-elles sur la bioaccessibilité ?	48
Troisième partie Propositions du GT	51
Propositions pour l'estimation des expositions	52
1. Quelles sont les valeurs de quantités de terre et de poussières ingérées proposées pour un enfant âgé de moins de 6 ans ?	52
1. Quelles sont les propositions concernant l'estimation des expositions chroniques d'un enfant âgé de moins de 6 ans ?	52
2. Quelles sont les propositions concernant l'estimation des expositions court- terme d'un enfant âgé de moins de 6 ans ?	57
3. Quelles sont les conditions d'utilisation des valeurs de quantité de terre et poussières ingérées proposées ?	59
2. Concernant la bioaccessibilité	61
1. Quelles sont les données appropriées qu'il est possible d'acquérir ? ...	61
2. Sous quelles formes les données sont elles utilisables ?	63
3. Quand la mesure de bioaccessibilité doit-elle être réalisée ?	63
Propositions pour l'étape de caractérisation des risques	64
1. Calcul théorique	64
2. Cas du Cd et de l'As	66
3. Cas du Pb	66
4. Proposition d'une démarche d'intégration de la biodisponibilité relative...	67
Quatrième partie Conclusions et perspectives	71
Conclusions	72
1. Concernant la quantité de terre ingérée	72
2. Concernant la bioaccessibilité	73
Perspectives	74
1. Concernant la quantité de terre ingérée	74
2. Concernant la bioaccessibilité	74
3. Concernant la biodisponibilité	75
Annexes	81

Introduction

Complexité de la voie d'ingestion de terre

De nombreux comportements quotidiens mettent les individus en contact avec la terre et les poussières, que ce soit à l'intérieur des habitations, dans les jardins privés ou les aires de jeux publiques. Les enfants représentent dans ce domaine le groupe de population le plus exposé, par exemple lorsqu'ils portent à leur bouche des mains recouvertes de terre, ingérant au passage une partie de cette terre ou des poussières, ou se roulent sur le sol et engendrent ainsi un contact important avec leur peau. Les adultes sont également concernés par une exposition directe aux polluants du sol, lors d'activités de jardinage par exemple. Ces contacts sont facilités par le diamètre micrométrique des particules de poussières et de terre qui favorise l'adhésion à la peau [2]. De plus, lors de la consommation de légumes ou de fruits issus d'un jardin potager, il n'est pas toujours possible d'éliminer totalement la terre qui a pu y adhérer, même après lavage [3]. Cette consommation est donc une occasion supplémentaire de contact par ingestion, mais aussi cutanée lors de la manipulation des légumes et des fruits.

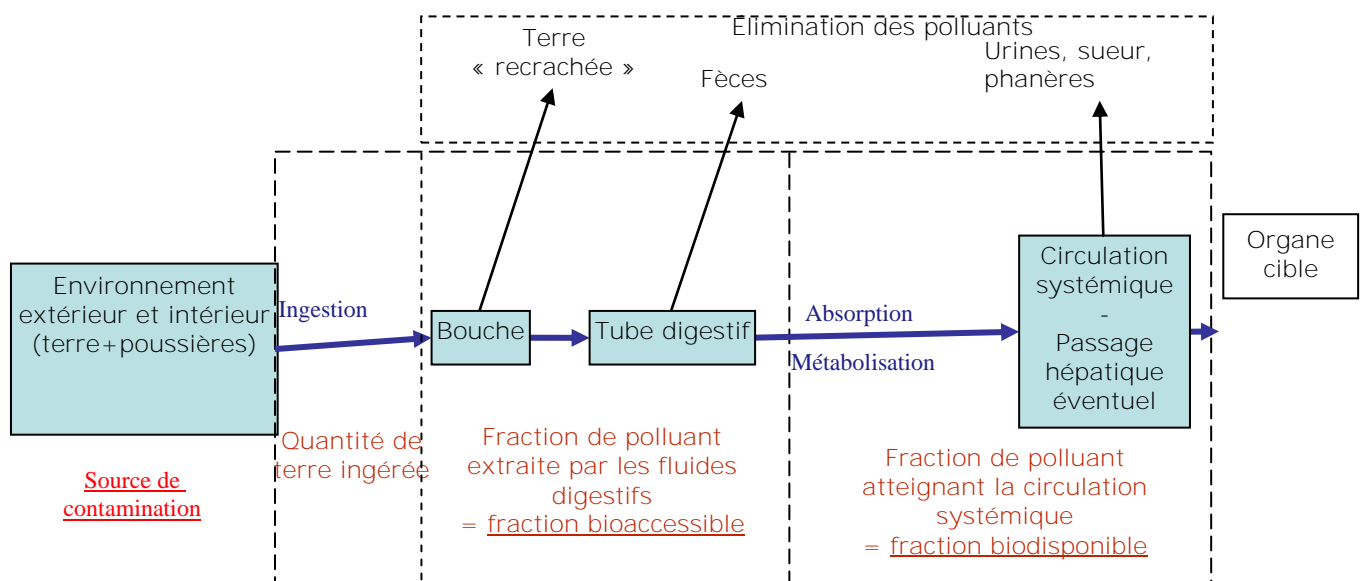
L'exposition par ingestion et contact cutané est donc inévitable. Aujourd'hui, dans les études de santé publique prenant en compte ces voies, seule celle concernant l'ingestion de terre et poussières est considérée, le manque de connaissances sur le contact cutané étant trop important. Et la question de la quantité de terre et de poussières ingérée est au cœur de la problématique car cette variable humaine d'exposition peut avoir une influence notable sur le calcul de la dose d'exposition des populations en contact avec des terres polluées pouvant conduire à des conclusions parfois préoccupantes en termes de santé publique.

Or, pour les polluants pour lesquels la comparaison a été possible, des discordances entre des valeurs prédites par le calcul et des valeurs mesurées dans des matrices biologiques (concentration urinaire d'arsenic, de chrome ou encore de 1-hydroxypyrene qui trace une exposition aux hydrocarbures aromatiques polycycliques) ont été observées dans le sens d'une surestimation de la dose par le calcul [4;5]. Pour le plomb, la prise en charge de cette problématique de santé publique a conduit l'InVS à proposer une méthode d'évaluation des expositions portant essentiellement sur l'ingestion de terre et de poussières afin de déterminer la pertinence d'organiser un dépistage du saturnisme dans la population d'enfants exposés [6]. Le retour d'expérience conduit à cette même conclusion de discordance dans de nombreux cas entre les prédictions des niveaux d'exposition et les résultats du dépistage.

Par voie de conséquence, en fonction de la méthode d'estimation de l'exposition utilisée, il peut en résulter des orientations de gestion inadaptées, excessives ou non justifiées comme le déclenchement d'un dépistage ou d'une prise en charge médicale d'une population, une dépollution d'un site, la restriction ou l'interdiction de fréquentation d'une zone ou encore l'interdiction pour les populations de cultiver et consommer les légumes de leurs jardins potagers.

Pour expliquer les différences observées, il est nécessaire d'analyser au mieux l'ensemble des événements qui se succèdent, qui mettent en jeu de manière complexe une multiplicité de phénomènes physiques et biologiques, lors de l'ingestion de terre et de poussières, depuis l'introduction de terre dans la bouche jusqu'à la concentration résultante du polluant dans la circulation sanguine et l'éventuelle atteinte de l'organe cible (figure 1).

Figure 1 : Schéma conceptuel de l'exposition par ingestion de terre



Partant de l'équation décrite dans le Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact [7], l'équation 1, en incluant la biodisponibilité, permet de modéliser ces phénomènes sous forme mathématique pour calculer la dose journalière d'exposition en rapport avec l'ingestion de sol et de poussières :

$$DJE = \frac{C \times QSI \times FE \times DE \times BD}{P \times TM} \quad \text{[Équation 1]}$$

Avec :

- DJE = dose journalière d'exposition ($\text{mg.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$) ;
- C = concentration du polluant dans la terre (mg.kg^{-1} de terre) ;
- QSI = quantité de terre et poussières ingérée par jour (mg.j^{-1}) ;
- FE = fréquence d'exposition (j.an^{-1}) ;
- DE = durée d'exposition (an) ;
- BD = biodisponibilité de l'élément issu du sol ;
- P = poids corporel (kg) ;
- TM = temps moyen d'exposition (jour).

Connaissances sur les valeurs numériques des paramètres

Le choix des valeurs numériques pour chacun des termes de l'équation repose sur l'équilibre connaissance – ignorance/incertitude – variabilité. Parmi les paramètres entrant dans cette équation, à part la concentration du polluant dans la terre, deux d'entre eux font l'objet d'une attention particulière compte tenu de leur incertitude.

Il s'agit, d'une part, de la quantité de terre et poussières ingérée (QSI) quotidiennement par un enfant. En général, dans les études d'estimation de l'exposition ou d'évaluation quantitative du risque sanitaire réalisées en France, la valeur choisie est 100 mg.j^{-1} , parfois 150 mg.j^{-1} ; d'autres valeurs plus élevées ou plus faibles peuvent cependant être prises en compte (de 20 à 200 mg/j). Les tableaux 14 et 15 placés en annexe permettent de visualiser l'étendue des valeurs utilisées par les divers auteurs. A noter que cette quantité ne considère pas les particules en suspension dans l'air, même si après inhalation une part d'entre elles pourrait être déglutie.

Il s'agit, d'autre part, de la fraction biodisponible pour l'organisme humain du polluant présent dans la matrice terre, c'est-à-dire la fraction de la dose de polluant absorbée par l'organisme et qui pourra être à l'origine de l'apparition d'un ou plusieurs effets de santé. A l'heure actuelle, ce paramètre n'est pas véritablement considéré. Il est posé par défaut comme étant égal à 100 % dans la majeure partie des cas, bien que la biodisponibilité d'une molécule peut considérablement varier en fonction de la nature de la matrice avec laquelle elle est ingérée (aliment solide, eau, terre...) [6], et d'autres paramètres tel que l'ancienneté de la pollution ou la concentration en matière organique dans la matrice. Aujourd'hui, pour pallier cette ignorance, les travaux de recherche ont porté sur la quantification de la fraction bioaccessible du polluant, c'est à dire la fraction de polluant libérée de la matrice sol ou

poussières par les fluides digestifs, avant tout phénomène d'absorption. Ces tests se font *in vitro* et sont un *proxy* de la biodisponibilité ; réalisés en laboratoires, ils permettent d'acquérir plus facilement des données. Il en résulte la possibilité d'écrire l'équation suivante :

$$BD = BA \times fa \quad [\text{Équation 2}]$$

Avec

- BA : représentant la bioaccessibilité ;
- fa : facteur d'absorption.

En conséquence, il ressort la nécessité d'approfondir, de clarifier et d'organiser les données disponibles dans la littérature scientifique sur ces deux variables de l'exposition des enfants. Cet approfondissement et cette clarification conduisent à se poser de nombreuses questions. Concernant la quantité de terre ingérée, elles portent, entre autres, sur la prise en compte des poussières ou non dans cette quantité, la robustesse des méthodes et des données générées, les facteurs influençant les résultats... Concernant la bioaccessibilité, sur les méthodes de mesures ou d'évaluation, les principaux facteurs capables d'influencer les résultats, les éventuelles différences entre les poussières et la terre... sont questionnés.

Intégration de ces connaissances dans les études d'exposition et d'évaluation quantitative des risques sanitaires

De manière à rendre compte de la variabilité de ces paramètres associée aux différences de comportements et des physiologies des personnes, les prédictions de la dose d'exposition sont généralement effectuées en construisant des scénarios d'exposition.

Un scénario qui vise à s'approcher autant que faire se peut de la vraisemblance des comportements de la majeure partie de la population étudiée est qualifié de « moyen » - les valeurs numériques retenues des autres paramètres sont des moyennes. Pour transcrire des comportements particuliers dans la population étudiée, des scénarios qualifiés de « haut ou élevé » sont également construits - les valeurs numériques retenues des autres paramètres sont des valeurs élevées telles que des maximum. Dans cette approche déterministe, pour un scénario donné, une valeur numérique ponctuelle est assignée à chaque variable.

Mais dans quelle mesure doit-on utiliser des valeurs numériques ponctuelles pour décrire une exposition éminemment variable d'une personne à une autre ? Pour essayer de mieux prendre en compte la diversité des comportements et des physiologies, ne doit-on pas utiliser la distribution des valeurs possibles d'une variable si elle existe ? Cela ne permettrait-il pas de proposer non seulement une réponse mieux proportionnée aux inquiétudes de la population, mais également un meilleur dimensionnement des actions de gestion ?

Cet éclairage est majeur pour assurer un apport approprié de ces données dans la finalité d'études d'exposition. Il l'est tout autant lors de la caractérisation des risques dans les démarches d'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS), pour comprendre les possibilités de comparaison entre ces estimations et la valeur toxicologique de référence (VTR) retenue car les polluants ne se comportent pas pareillement en fonction des matrices dans lesquelles ils se trouvent.

Objectifs

Dans ce contexte, et compte tenu des controverses sur l'influence réelle de ces variables humaines d'exposition et des avancées sur leur connaissance, il est apparu nécessaire d'organiser un séminaire de travail rassemblant des personnes de différentes institutions ou organismes afin de mettre en commun les réflexions, les pratiques et les recherches sur le sujet. Ainsi, le GT a eu pour objectif de :

- proposer une valeur ou une distribution de valeurs numériques pour décrire la quantité de terre et de poussières ingérée pour l'enfant (hors pica et géophagie) ;
- promouvoir et faciliter l'intégration des connaissances sur la biodisponibilité/bioaccessibilité des polluants dans la terre et les poussières ingérées dans le calcul de la dose d'exposition et la caractérisation des risques ;
- identifier les voies de recherche pour l'amélioration des connaissances et de l'utilisation des paramètres ci-dessus dans les études d'exposition et de quantification des risques.

Première partie

Définitions – explicitations des termes clés

La question d'un glossaire se pose toujours au cours d'un travail. Il ne s'agit pas ici d'en refaire un énième ; il n'est pas question non plus que le lecteur trouve LA définition officielle de chacun de ces termes. Cette partie a pour seul objectif de permettre aux auteurs de préciser ce qu'ils entendent pour chacun d'entre eux dans le cadre de ce travail.

Dans cet esprit, autre qu'une définition c'est donc une **explicitation** des termes qui est proposée.

1. Quelle est l'acception des termes « terre » et « poussières » ?

La **terre** fait référence au sol sur lequel évoluent les enfants lorsqu'ils sont à l'**extérieur** de locaux et qu'ils sont susceptibles de porter à leur bouche et d'ingérer. Il peut également s'agir de terre adhérant aux aliments et aux objets portés à la bouche.

Les **poussières** font référence aux fragments de matières solides déposés sur les surfaces de contact dans les **milieux intérieurs**. Leur composition est variable et d'origine multiple. Elles sont constituées entre autres des terres extérieures apportées dans les bâtiments, notamment par les chaussures.

2. Qu'est-ce que l'ingestion ?

Il s'agit de l'introduction volontaire ou non, de matière comestible ou non dans le tractus digestif.

3. Qu'est-ce que la fraction bioaccessible d'un polluant dans une matrice ?

La fraction bioaccessible par voie orale d'un polluant présent dans une matrice (ex. : nourriture, terre, eau, etc.) est la fraction massique du polluant qui est extraite de la matrice et mise en solution par l'action mécanique (mastication, péristaltisme gastro-intestinal) et chimique (salive, sécrétions gastriques, bile, enzymes pancréatiques, etc.) du passage dans le tractus gastro-intestinal. La fraction bioaccessible du polluant présent dans la terre ou les poussières peut se définir comme le ratio de la dose extraite sur la dose totale administrée. Lorsqu'elle n'est pas déterminée par rapport à une référence, elle est appelée bioaccessibilité absolue [Equation 3].

$$\text{Bioaccessibilité absolue (\%)} = \frac{\text{dose extraite de la matrice terre par les fluides digestifs}}{\text{dose administrée ou ingérée}} \times 100 \quad [\text{Équation 3}]$$

4. Qu'est-ce que la fraction biodisponible d'un polluant dans une matrice ?

La fraction biodisponible par voie orale d'un polluant présent dans une matrice (ex. : nourriture, terre, eau, etc.) est la fraction massique de ce polluant qui atteint la circulation sanguine [8].

La fraction biodisponible du polluant présent dans la terre ou les poussières peut donc se définir comme le ratio de la dose ayant atteint la circulation sanguine sur la dose administrée [9;10]. Lorsqu'elle n'est pas déterminée par rapport à une référence, elle est encore appelée biodisponibilité absolue [Equation 4].

$$\text{Biodisponibilité absolue (\%)} = \frac{\text{dose ayant atteint la circulation sanguine}}{\text{dose administrée ou ingérée}} \times 100 \quad [\text{Équation 4}]$$

5. Qu'entend-on par spéciation ?

La spéciation stricto sensu correspond à la valence de l'élément étudié : par exemple arsenic (III) - arsenic (V). En pédologie, la spéciation est souvent extrapolée à l'association entre un élément donné et les minéraux du sol (PbO_2 – PbCO_3 ...). Cette spéciation dépend de plusieurs paramètres dont la forme chimique initiale de la molécule, le pH ou le potentiel redox (Eh) de la matrice dans laquelle elle se trouve. Les constituants organiques ou minéraux du sol, dans lequel un élément se trouve, conditionnent l'équilibre entre ses différentes formes.

6. Qu'entend-on par incertitude ?

En général, deux types d'incertitude scientifique sont reconnus dans la littérature. L'incertitude aléatoire ou stochastique, appelée également variabilité ou incertitude irréductible, et l'incertitude due au manque de connaissances, appelée également ignorance, incertitude réductible ou subjective.

- **Incertitude irréductible ou variabilité**

Elle reflète l'hétérogénéité temporelle, spatiale et la diversité naturelle. Les sources de variabilité sont le résultat de processus aléatoires naturels, du style de vie et de la susceptibilité génétique des individus dans une population. On peut citer comme exemple les caractéristiques physiologiques qui varient d'un individu à l'autre (variation du poids corporel, de la taille, de la quantité d'eau consommée), la variabilité des conditions météorologiques, de la fréquence et de la durée d'exposition, des concentrations d'un polluant dans un milieu (air, eau, sol), etc.

La variabilité est donc une propriété inhérente de l'objet ou du phénomène étudié. Elle peut être réduite en collectant davantage de données.

- **Incertitude réductible ou ignorance**

Elle reflète le manque total ou partiel de connaissance du phénomène étudié. Les variables incertaines peuvent être des quantités empiriques telles que la moyenne de la concentration d'un polluant donné dans un site contaminé ou le percentile 95 de l'ingestion de terre chez les enfants de moins de 6 ans. Cette incertitude peut être réduite en collectant davantage de données et en améliorant la spécificité (erreur de première espèce), la sensibilité (erreur de deuxième espèce), la fidélité (erreur systématique) et la reproductibilité (erreur de « lecture ») de la mesure.

Deuxième partie

L'état des connaissances en questionnement

Cette partie rapporte les faits saillants publiés dans la littérature. Elle contient donc ce qu'ont exprimé les différents auteurs. Elle propose une analyse critique des connaissances disponibles notamment pour justifier et éclairer la sélection des connaissances utiles et pertinentes pour répondre aux objectifs à atteindre. Cette connaissance est séparée avec, d'un côté, les acquisitions sur la quantité de terre et poussières ingérées et, de l'autre, les acquis sur la bioaccessibilité.

Questionnements sur la quantité de terre et de poussières ingérées

1. Quelles sont les méthodes qui permettent d'estimer la quantité de terre et de poussières ingérée ?

La littérature indique la mise en œuvre de deux méthodes pour estimer la quantité de terre que peut ingérer un enfant au cours d'une journée : la méthode contacts main-bouche et la méthode des traceurs.

- **La méthode « contacts main-bouche »**

Elle consiste à calculer la quantité de terre ingérée en combinant quatre éléments : (i) la quantité de terre et poussières présente sur les mains ou les doigts, (ii) la surface cutanée des mains en contact avec la bouche, (iii) le nombre de contacts main-bouche dans une journée et (iv) la durée du contact main-bouche.

Les données disponibles sont rares. Le nombre de contacts main-bouche a fait l'objet de nombreuses études. Son principe méthodologique repose sur l'observation du comportement des enfants, celle-ci étant confiée à un des parents pendant le quotidien de l'enfant ou bien à un enquêteur qui note rétrospectivement par l'analyse d'une vidéo.

Une méta-analyse a été réalisée par Xue *et al.* [11]. Il en ressort que parmi les 429 enfants observés âgés de 3 mois à 11 ans, la fréquence des contacts diminue avec l'augmentation de l'âge ; cette fréquence est plus importante lorsque l'enfant est à l'intérieur de son logement (tableau 1). La variabilité est la plus grande pour le groupe d'âge 6-11 ans, suivi des groupes 3-6 ans et 6-12 mois ; cette variabilité est en partie liée à la faiblesse des effectifs dans ces tranches d'âge. Le sexe et le protocole de l'étude n'ont pas d'influence ; notamment il n'y a pas de différence sur le nombre de contacts main-bouche pendant la période de l'étude, quelle que soit la méthode employée pour le comptabiliser. Les variations interindividuelles sont plus importantes que les variations intraindividuelles ; elles sont estimées respectivement à 60 et 30 %, que l'enfant soit à l'extérieur ou à l'intérieur du logement. Les différences entre les études sont plus grandes que celles observées sur les données au sein d'une étude. Enfin, ces résultats obtenus sur un temps court d'observation sont difficiles à extrapoler sur une plus longue durée d'exposition.

Tableau 1 : Moyenne des contacts main-bouche en nombre par heure en fonction de l'âge et de la localisation « extérieur » ou « intérieur » de l'enfant [11]

	Intérieur	Extérieur
3-6 mois	28/heure	-
6-12 mois	18,9/heure	14,5/heure
1-2 ans	19,6/heure	13,9/heure
2-3 ans	12,7/heure	5,3/heure
3-6 ans	14,7/heure	8,5/heure
6-11 ans	6,7/heure	2,9/heure

L'estimation de la quantité de terre et poussières présentes sur les mains et les doigts a, en revanche, été moins travaillée [12-14] et on ne dispose pas de données sur la durée des contacts main-bouche. La surface cutanée des mains est connue.

- **La méthode des traceurs**

Elle est également appelée « bilan massique ». La quantité de terre et de poussières ingérées est déterminée à partir de **la différence entre la quantité connue d'un traceur entrée dans l'organisme** (alimentation, pâte dentifrice, médicaments...) **et la quantité totale de ce même traceur mesurée dans les selles**, parfois dans les urines. Les traceurs les plus couramment analysés sont l'aluminium, le silicium, le zirconium, le titane et l'yttrium.

Connaissant la concentration du traceur dans les terres et les poussières, on en déduit directement la quantité de terre et poussières ingérées. Cette différence constitue la base du calcul de la quantité de terre ingérée. La validité de ce calcul repose sur les hypothèses suivantes : (i) la source du traceur doit être quasi-exclusivement la terre, (ii) la concentration du traceur doit être élevée et homogène sur la zone étudiée, (iii) la répartition de la substance en fonction de la granulométrie des particules doit être homogène, et (iv) l'absorption au niveau du tractus gastro-intestinal doit être la plus faible possible afin que son excrétion soit quasi-exclusive dans les selles.

Cette méthode est intéressante car elle fournit directement une quantité de terre ingérée par les enfants. En revanche, elle renseigne difficilement sur la part de l'ingestion de terre attribuable à l'extérieur du logement, dans un jardin par exemple, par rapport à l'ingestion de poussières à l'intérieur de l'habitation ; il est également difficile de connaître toutes les sources d'apport des composés traceurs et le temps de transit dans le tube gastro-intestinal qui peuvent s'avérer des facteurs de confusion importants.

- **Bilan**

Le point fort de la méthode « contact mains-bouche » est l'objectivation de la capacité à ingérer de la terre, non seulement à travers le nombre de contacts journaliers mais également à travers la visualisation de la terre sur les mains ou les objets portés à la bouche. En revanche, il ressort une difficulté d'apprécier la quantité de terre présente sur les mains et l'absence de données concernant la durée des contacts mains-bouche.

La quantification de la masse quotidienne de terre ingérée, par une mesure indirecte, est le point fort de la méthode des traceurs. Les limites de cette méthode portent sur la difficulté de contrôler l'apport des traceurs par d'autres sources parfois inconnues et sur l'incertitude liées aux performances différentes de la mesure d'un même traceur dans les deux matrices que sont le sol et les selles.

En conclusion, la balance des points forts et points faibles entre les méthodes penche vers la méthode des traceurs. Le GT a donc décidé de s'appuyer sur les résultats fournis par cette méthode, et de présenter les connaissances issues de la méthode des contacts main-bouche sous forme de « remarques » qui, en tant que de besoin pour les questions soulevées, compléteront les considérations fondées sur la méthode des traceurs.

2. Comment sont exprimés les résultats de quantité de terre ingérée ?

Toutes les études expriment leurs résultats en milligrammes de terre ingérée par jour. C'est une valeur unique que l'on peut considérer comme un « forfait journalier ». Par la méthode des traceurs, ils correspondent à la différence du bilan de masse entre la quantité des traceurs entrée dans l'organisme par l'ensemble des vecteurs (alimentation principalement) et celle éliminée de l'organisme par les selles principalement. Quel que soit le comportement des enfants pendant les journées d'études, seule cette différence permet d'accéder à une quantité de terre ingérée.

Remarque : par la méthode « contact main-bouche », cette quantité résulte de la combinaison du nombre de contacts main-bouche et de leur durée, de la quantité de terre ayant adhéré sur les mains et de la surface de la main qui entre en contact avec la bouche. Si le comportement des enfants est plus explicitement pris en compte dans le calcul, en revanche, il n'est pas toujours tenu compte d'un nombre d'heures de la journée pendant lequel les contacts peuvent se faire soit en milieu extérieur, soit en milieu intérieur. Hawley a construit ses estimations en tenant compte du temps. Pour modéliser la voie d'ingestion de sol Sheppard s'est appuyé sur les travaux de Hawley pour proposer des résultats exprimés en mg/h [15;16]. Pour un enfant de 2,5 ans, l'estimation de la quantité de terre ingérée lorsqu'il est en extérieur est de 20 mg/h ; pour un enfant de 6 ans de 10 mg/h. Concernant la quantité de terre ingérée à l'intérieur, elle est de 3 mg/h pour un enfant de 2,5 ans et de 0,15 mg/h pour un enfant de 6 ans.

3. Quelles sont les quantités de terre et poussières ingérées obtenues par la méthode des traceurs ?

Les résultats de l'ensemble des études publiées sont rassemblés dans le tableau 2 qui distingue d'une part les résultats obtenus à l'issue d'enquêtes initiales (tableau 2A) et d'autre part ceux issus des réanalyses des données brutes de certaines enquêtes initiales (tableau 2B).

Le tableau 2A montre un nombre d'études réduit à 7 études originelles publiées entre 1986 et 2006. Les moyennes et médianes des quantités de terre ingérée varient grandement, respectivement entre 3 et 232 mg.j⁻¹ et entre 20 et 232 mg.j⁻¹. Certaines valeurs sont même négatives – -3 ; -18 – montrant là, les réserves émises sur les incertitudes de la méthode. Ces différences peuvent s'expliquer par de nombreuses raisons qui relèvent notamment du protocole d'étude, des traceurs considérés, des populations incluses dans les études. Tous ces points sont développés et explicités dans les questions suivantes.

Le tableau 2B correspond à la réanalyse de certaines données, réanalyse qui a permis aux auteurs de tenir compte ou de considérer des facteurs initialement ignorés comme la granulométrie, la possibilité d'extrapolation sur le long terme de données recueillies sur quelques jours, etc. Après ces réanalyses, les moyennes et les médianes varient respectivement de 13 à 179 mg.j⁻¹ et de 8 à 60 mg.j⁻¹. Les médianes sont plus homogènes que celles résultant des analyses initiales.

Remarque : par la méthode « contacts main-bouche », les quantités de terre et poussières ingérées publiées sont de 100 mg/j par Lepow en 1975 [17] ; 150 mg.j⁻¹ pour un enfant de 2,5 ans et de 22 mg.j⁻¹ pour un enfant de 6 ans par Hawley [15].

Encadré 1 : Influence de la taille des particules de sol sur la quantité de terre ingérée de terre et la concentration du polluant

Il semble déraisonnable de penser que la terre ingérée a le même niveau de contamination que le sol, en raison de nombreux processus entre le prélèvement de sol et la terre arrivant dans la bouche. La différence majeure est constituée par la capacité d'adhésion des particules aux mains. Plusieurs auteurs considèrent que seules les particules inférieures à 250 μm sont les plus disponibles pour l'ingestion car elles adhèrent plus facilement à la peau [18-20]. Toutes ces études s'appuient sur Duggan *et coll* [21] qui ont étudié, chez les enfants de 5 à 6 ans, l'absorption de plomb lié à la terre ayant adhéré sur leurs mains. D'autres auteurs considèrent que la fraction susceptible d'être ingérée suite à l'adhésion des particules sur les mains est celle inférieure à 50 μm [12;13]. Sheppard et Evenden (1994) vont plus loin [2]. Ils ont analysé l'enrichissement en concentration de contaminants inorganiques en fonction de la taille des particules. Ils concluent d'une part, comme les auteurs précédents, que les particules de petites tailles adhèrent plus facilement à la peau, contrairement aux particules de grandes tailles qui n'y adhèrent pas, et d'autre part, que les concentrations des composés inorganiques sont plus élevées sur ces particules de petites tailles. En fonction de la texture du sol, en moyenne, cet enrichissement peut aller d'un facteur 2 à 10 (cas des sols sableux).

Cette variation d'un facteur 2 à 10 est importante en elle-même et peut avoir un rôle conséquent dans l'estimation de la dose d'exposition, réduisant ainsi l'importance des autres paramètres. On peut aussi envisager une modification de la bioaccessibilité [22]. En corollaire, cet enrichissement variable joue peut être aussi un rôle pour les traceurs utilisés pour estimer la quantité de terre ingérée, expliquant la variabilité importante d'estimation entre les traceurs, au-delà de la connaissance des sources autres que le sol dont l'influence a déjà été évoquée.

Cette donnée pourrait permettre des liens entre la méthode « contact main-bouche » et la méthode des traceurs. Elle pourrait également intervenir dans le calcul de la dose d'exposition pour faire là aussi le lien, avec les protocoles de mesure de concentrations dans les terres. Il faut toutefois noter que l'ingestion de terre ne provient pas que du portage main-bouche, mais également des objets mis à la bouche. Les très faibles connaissances sur le sujet ont conduit le GT à ne pas approfondir ce sujet.

Tableau 2 : Quantités de terre et poussières ingérées publiées et obtenues par la méthode des traceurs

A – résultats des études initiales

Auteur :	BINDER 1986						CALABRESE 1989 Amherst					VAN WIJNEN 1990			DAVIS 1990				CALABRESE 1997 Anaconda Montana				DAVIS 2006 Washington				CLAUSING 1987				
Nb enfants (tranche d'âge)	59 (1-3 ans)						64 (1-4 ans)					385 (1-5 ans)			104 (2-7 ans)				64 (1-4 ans)				19 (3-8 ans)				24 (2-4 ans)				
Lieu	East Helena (Montana)						Amherst (Massachusetts)					Amsterdam-Utrecht			Richland, Pasco, Kennewick (Etat de Washington)				Superfund Site (Montana)				Richland, Pasco, Kennewick (Etat de Washington)				Non renseigné				
Nature de la distribution	Loi Log Normale						Loi Log Normale					Loi Log Normale			Loi Log Normale				Loi Log Normale				Loi Log Normale				Loi Log Normale				
	M	σ	P50	P95	Borne	MG	M	σ	P50	P95	Max	M	P50	MG	M	σ	P50	Borne	M	σ	P50	P95	M	σ	P50	P95	M	σ	P50	P95	Borne
Aluminium	181	203	121	584	25-1324	128	153	852	29	223	6837				38.9	14.4	25.3	279-904.5	3	96	-3	94	36.7	35.4	33.3	107.9	232/ 56	262/ 23.9	232/ 55.9	665.1/ 95.5	23-979/ 26-94
silicium	184	175	136	578	31-799	130	154	693	40	276	5549				82.4	12.2	59.4	-404-534.6	-17	57	-18	69	38.1	31.4	26.4	95					
Titane	1834	3091	618	9590	4-17076	401	218	1150	55	1432	6707				246	120	81.3	-5820- 6182	-544	2509	12	1337	207	278	46.7	808.3	1431/ 2293	3014/ 2456	1440/ 2294	6400/ 6335	63- 11620/ 28-6570
Yttrium							85	890	9	106	6736								42	114	32	242									
Zirconium							21	209	16	110									-20	93	-31	123									
Manganèse							-294	1266	-261	788																					
Baryum							32	1002	-37	283																					
Vanadium							459	1037	96	1903																					
Aluminium (M ajustée)															64.5		51.8														
Silicium (M ajustée)															160		112.4														
LTM (Limited Tracer Method)	108	121	88	386	4-708	65						Crèche 162 Camping 213 Hôpital 93 Crèche 69 Camping 120	Crèche 107 Camping 160 Hôpital 110	Crèche 111 Camping 174 Hôpital 74 0-90-190 30-200- 300													105/ 50.1	67.5/ 24.1	105.3/ 50.2	216.3/ 89.8	23-363/ 26-94
BTM 4 Al,Si,Ti,Y,Zr																			M		P25-P50-P75-P90-P95										
BTM Terre																			66		2-20-69-224-283										
BTM Poussières																			127		#-27-198-559-614										
BTM Terre+poussiè res																			97		#-24-134-392-449										
Bilan (Al+Si)	183						154								61	13	42						37								

P : Percentile

M : Moyenne

σ : Ecart-type

MG : Moyenne géométrique

BTM : Best Traceur Method

B – Résultats issus de la réinterprétation des études initiales

Auteur :	BINDER 1986					CALABRESE 1989 Amherst			DAVIS 1990			CALABRESE 1997 Anaconda		
Thompson and Burmaster (1991)	M	Min	P50	Max	σ (loi log normale)									
Aluminium	97	11	45	1201	169									
Silicium	85	10	60	642	95									
Aluminium+Silicium	91	10.5	52.5	922	126									
Calabrese and Stanek (1995)	Prise en compte des erreurs positives ou négatives, 28 j de transit					M								
Aluminium						136								
Silicium						133								
Vanadium						148								
Yttrium						97								
Zirconium						113								
Stanek et Calabrese 1995b BTM (Best Tracer Method)	médiane des 4meilleurs parmi les 8					M 132 (44-220)	P50 33 (17-50)	P95 154 (0-345)						
	médiane des 4meilleurs parmi les Al, Si, Ti					M 147 (6-288)	P50 30 (10-49)	P95 253 (0-698)						
	médiane des 4meilleurs parmi les Al, Si, Ti					M 69 (0-355)	σ 44 (0-171)	P50 246 (0-2188)						
Stanek et Calabrese 1995a	prise en compte des erreurs de temps de transit					M	P:25-50-75-90-95-Max							
Tous	Distribution des médianes					32	0-13-50-126-138-185							
Aluminium						32	0-13-37-76-137-411							
Silicium						31	0-12-65-99-164-387							
Tous	Distribution des moyennes					179	10-45-88-186-208-7703							
Aluminium						122	10-29-73-131-254-4692							
Silicium						139	5-32-94-206-224-4975							
Stanek et Calabrese 2000	prise en compte des erreurs de temps de transit (2000) - 64 - Données Anaconda DISTRIBUTION des quantités de terre ingérée (mg/j) sur 7 jours et 7 éléments (tous sauf Ti)					M	σ	P:25-50-75-90-95-99						
Médiane-Médiane						13	49	-14-8-30-82-107-136						
Moyenne-médiane						31	56	-3-17-53-111-141-219						
Médiane-moyenne						14	59	-14-4-26-120-128-151						
Moyenne-moyenne						36	72	-7-16-72-151-160-283						
Stanek et al. 2001b	BLUP (Best Linear Unbiased Predictors)					M	σ	P:25-50-75-90-95-99						
						31	31	12-24-42-75-91-137						

P : Percentile

M : Moyenne

σ : Ecart-type

4. Peut-on faire la différence entre les quantités de terre et de poussières ingérés ?

La méthode des traceurs repose sur un bilan massique et **ne permet pas de faire la part des deux contributions**. Toutefois, deux études ont considéré les poussières (tableau 3) selon l'approche suivante. Un calcul de la quantité de terre et de poussières ingérés est fait en s'appuyant, d'une part, sur les concentrations des éléments traces dans la terre, et, d'autre part, dans les poussières. Dans une première étape, les auteurs attribuent, à tour de rôle, la totalité de la quantité ingérée à une seule source – terre puis poussières – à partir de la concentration respective du traceur dans l'une et l'autre de ces matrices. La deuxième étape est le calcul de la moyenne entre ces deux estimations. Au final, il y a bien combinaison des deux sources possibles d'ingestion de terre, sans que l'on puisse déterminer leur part respective.

Tableau 3 : distinction des quantités de terre et poussières ingérés par des enfants (mg.j^{-1})

Nombre d'enfants (tranche d'âge)	Source	Moyenne arithmétique	P50 (Médiane)	P90	P95	Référence
101 (2-7)	Terre	61	42	NP ¹	NP	[23]
	Terre et poussières	112	82	NP	NP	
64 (1-3)	Terre	66	20	224	283	[24]
	Poussières	127	27	559	614	
	Terre et poussières	97	24	392	449	

¹NP : non précisé.

Les deux valeurs moyennes estimées respectivement par Davis *et al.* (1990) [23] et Calabrese *et al.* (1998) [24] sont proches : 112 mg.j^{-1} et 97 mg.j^{-1} . Cependant, la différence d'un facteur 4 entre les médianes (P50) suggère que les données de concentrations des éléments traces dans les terres et dans les poussières sont hétérogènes.

Remarque : la méthode « contact main-bouche » permet de quantifier les quantités de terre et de poussières ingérés sur la base des comptages main/bouche en fonction de la localisation intérieur/extérieur.

5. Quelles sont les populations sur lesquelles les données ont été obtenues ?

Les études relatives à l'ingestion de terre sont réalisées sur des enfants de 4 mois à 11 ans considérés comme une catégorie d'âge particulièrement exposée et/ou vulnérable.

Ils sont régulièrement en contact étroit avec la terre et les poussières, en raison de comportements dus à leur âge. Le contact main-bouche est un phénomène bien connu chez les enfants ; une certaine quantité de particules de terre et de poussières peut être retrouvée sur leurs mains pendant des activités qualifiées de normales, notamment les activités de jeux [11;25].

D'une étude à l'autre, **les catégories d'âge** étudiées diffèrent légèrement avec des étendues d'âge plus ou moins grandes (de 1 à 3 ans et de 3 à 8 ans par exemple).

Concernant **le genre**, quelle que soit l'étude considérée, on observe généralement une répartition filles/garçons assez égale.

La nationalité des enfants est américaine ou néerlandaise. Aucune étude n'a été réalisée sur des populations françaises.

Recrutés préférentiellement en été – i.e. pendant les vacances scolaires –, les enfants inclus dans les études fréquentent les **lieux de vie** suivants : des crèches [26], des garderies [26;27], à leur domicile avec ou sans jardin privatif [23;28;29], dans des campings [30] ou en centre ville [30]. Les potentialités des contacts des enfants avec la terre sont alors différentes selon ces lieux de vie. Dans certaines études, un groupe témoin est constitué d'enfants hospitalisés ce qui conduit à une potentialité négligeable de contact avec le sol [26;30].

La plupart des études sont réalisées parmi des groupes d'enfants vivant dans des zones géographiques le plus souvent non décrites ou ne présentant pas de réelles particularités. Seuls deux auteurs ont recruté des enfants vivant à proximité de zones potentiellement contaminées par certains éléments métalliques autour d'une activité de fonderie et d'un site contaminé « Superfund », sans que la nature de l'activité soit précisée [28;29]. En raison de la méconnaissance de la contamination des terres autour du site Superfund dans l'étude de Calabrese, les données de quantité de terres ingérées doivent être interprétées et extrapolées à d'autres situations avec prudence. En effet, on peut s'interroger sur des modifications de comportements si on sait que l'on est sur un sol pollué.

6. Quels sont les paramètres pris en compte dans les études ?

L'ingestion de terre est un phénomène multifactoriel. Les paramètres considérés sont des facteurs descriptifs de la situation étudiée au niveau de l'ensemble de la population, et des facteurs explicatifs soit au niveau de groupe de population, soit au niveau individuel. Ces derniers sont, soit fixés lors du protocole par la constitution de groupe présentant des caractéristiques contrastées, soit recueillis à l'aide de questionnaires au niveau individuel. Ces paramètres se retrouvent considérés quelle que soit la méthode d'acquisition.

Les facteurs environnementaux pris en compte sont d'une part les concentrations environnementales qui caractérisent la contamination des terrains fréquentés, et d'autre part,

le climat et la saison au moment de l'étude, ainsi que les conditions météorologiques comme le nombre de jours avec précipitations.

Les facteurs sociaux sont pris en compte soit à un niveau global, soit à un niveau individuel. A un niveau global pour la population étudiée [27], il s'agit de caractéristiques comme le pays d'origine des populations, la ville de résidence, la communauté... Au niveau individuel, il s'agit des caractéristiques individuelles classiques (âge, sexe), et sociodémographiques du ménage (activité socioprofessionnelle, niveau socio-économique).

Les facteurs comportementaux sont également pris en compte de manière variée [23;27;30]. Il peut s'agir d'habitudes comportementales telles que :

- les habitudes alimentaires du ménage, comme la consommation de légumes et de fruits ;
- les habitudes relatives à l'hygiène, comme se ronger les ongles, se laver les mains, sucer son pouce ;
- les habitudes de vie relatives au lieu de vie, comme l'habitat urbain ou rural, en centre ville ou en zone résidentielle dans des maisons individuelles, le type d'aménagement du terre dans les zones d'exposition potentielle ;
- les habitudes de jeux, comme les lieux fréquentés lors de d'activités de jeu, l'accès à un jardin potager ou à des zones de jeu en extérieur, le contact main-bouche lors de ces activités et le temps passé en extérieur, la capacité à ramper, marcher, jouer, porter des objets à la bouche ;
- le comportement des parents avec l'enfant, en particulier, le degré d'intervention ou de prévention des parents sur l'exposition des enfants au sol.

Parmi les études utilisant la méthode des traceurs, celles de Van Wijnen et Davis prennent en compte de manière détaillée les facteurs explicatifs au niveau individuel [23;30]. Elles vont jusqu'à détailler le budget espace-temps des enfants à l'intérieur de la propriété et à l'extérieur de la maison. Pour chaque lieu fréquenté, sont détaillés la localisation et le type de surface des lieux (sol à nu, présence d'herbe, moquette...). Ces indications ont permis aux auteurs d'orienter les prélèvements de terre et de poussières vers les lieux où l'enfant a passé le plus de temps.

Les études « contact main-bouche » mettent l'accent sur l'observation individuelle des comportements de l'enfant et prennent en compte de manière parfois très détaillée les conditions d'exposition liées aux caractéristiques de l'enfant en décrivant toutes les opportunités d'exposition à la terre : le temps passé à l'extérieur, les emplacements de jeu,

les comportements de jeu, les types d'objets portés à la bouche en extérieur (herbe, brindille, terre, sable, etc.) et en intérieur (jouet, papier, crayons, linge, vêtement, etc.).

7. Quels sont les facteurs pouvant influencer la quantité de terre ingérée ?

L'analyse de l'ensemble des résultats disponibles montre un certain nombre de divergences concernant les conclusions quant aux facteurs influençant les quantités de terre ingérées par les enfants. Par ailleurs, pour une même étude, les conclusions formulées peuvent également différer selon le traceur métallique considéré, ce qui limite et complique l'interprétation des résultats. Les deux études de Van Wijnen et Davis prennent particulièrement en compte de manière détaillée les conditions d'exposition au niveau individuel à l'aide de questionnaires permettant d'identifier l'influence de certains facteurs sur l'ingestion de terre (encadré 2). En revanche, les études de Binder, Calabrese à Amherst et Clausing n'ont pas pris en compte de paramètres explicatifs [26-28].

Encadré 2 : conditions d'exposition dans les études de Van Wijnen (1987) et Davis (1990)

Dans l'étude de Van Wijnen [30], les groupes d'enfants résidant en maison (centre ville et maison individuelle avec jardin) présentent une estimation de l'ingestion de terre significativement moins importante que le groupe résidant en camping. En revanche, le groupe d'enfants résidant en centre ville ne présente pas d'ingestion de terre significativement différente du groupe d'enfants résidant en maison individuelle avec jardin. Sur l'ensemble des facteurs individuels renseignés pour cette étude, il apparaît que dans le groupe d'enfants ayant un contact normal ou réduit avec la terre résidant en maison, les conditions météorologiques (nombre de jours avec précipitations), le sexe et le lavage fréquents des terres à l'intérieur des maisons sont associés significativement à la quantité estimée de terre ingérée. Notamment, la relation significative avec les conditions climatiques est forte avec une quantité de terre ingérée plus faible lors de conditions pluvieuses. Pour les populations d'enfants dans ces situations d'exposition potentielle maximale, l'âge de l'enfant a son importance.

Dans l'étude de Davis [23], seules les caractéristiques des parents et du ménage sont associées significativement à l'ingestion de terre. Il s'agit de la ville de résidence du ménage (Pasco), du niveau socio-économique du ménage (bas revenus), et de la catégorie d'emploi principal du ménage (manœuvre, ouvrier). Les caractéristiques comportementales significatives en analyse univariée ne sont plus significatives en analyse multivariée.

Cependant, les principaux facteurs associés significativement à l'estimation de l'ingestion de terre ne permettent pas d'expliquer la variabilité interindividuelle de l'ingestion de terre (la variation de l'estimation de terre ingérée expliquée par le modèle prenant en compte l'ensemble des paramètres, R^2 est compris entre 0,13 à 0,25 selon l'élément traceur). Aucun profil particulier, qu'il soit comportemental ou sociodémographique, ne permet de concevoir un modèle prédictif de l'ingestion de terre.

Le tableau 4 rassemble l'ensemble des facteurs pouvant jouer un rôle dans l'ingestion de terre. Les commentaires explicatifs sont les suivants :

Le sexe : parmi les enfants potentiellement exposés, il ne se dégage pas clairement de différence selon le sexe. Les travaux de Van Wijnen suggèrent un léger effet « sexe » avec de plus fortes quantités de terre ingérées chez les filles [30]. Au contraire, Davis (1990) rapporte (selon l'élément métallique considéré) de plus fortes ingestions chez les garçons [23]. De plus, l'effet sexe n'est pas retrouvé dans les études empiriques sur l'observation du contact main-bouche [11].

L'âge : l'influence du facteur âge est particulièrement difficile à appréhender car toutes les publications ne fournissent pas de résultats « catégorisés » par tranches d'âge et les populations étudiées ne sont pas homogènes d'une étude à l'autre en termes de catégories d'âge. Certaines études indiquent toutefois certaines tendances ; par exemple, les travaux de Van Wijnen montrent que les quantités de terre ingérées sont significativement plus élevées chez les 1-2 ans que chez les enfants de plus de 4 ans ou moins de 1 an [30]. Selon les auteurs, le faible temps passé à l'extérieur par les nourrissons d'une part (donc faible contact avec les terres) et la plus faible fréquence de portage mainbouche chez les plus de 4 ans d'autre part, pourraient être à l'origine de cette différence. Parmi les 1-4 ans, Calabrese [27] n'observe pas de différence significative selon l'âge.

Les conditions climatiques et la saisonnalité : les conditions climatiques peuvent avoir une influence sur l'ingestion de terre [30]. La saisonnalité semble intervenir dans la variation de l'exposition au sol en influençant le temps passé par les enfants à l'extérieur et l'opportunité d'un contact main-bouche, plus fréquente en période estivale. Le jour même de la semaine peut avoir une influence sur l'exposition au terre et la corrélation jour de week-end et beau temps est en faveur d'une valeur élevée de quantité de terre ingérée [30].

Le lieu de résidence et le type d'habitat sur lesquels résident les enfants : le lieu de résidence et le type d'habitat des enfants conditionnent la potentialité du contact avec la terre et donc l'exposition aux terres. L'étude de Van Wijnen montre une différence significative entre des enfants résidant dans des campings par rapport à des enfants résidant dans des maisons ou des appartements.

Les activités et comportements individuels liés à l'ingestion de terre : l'étude de Van Wijnen montre que dans des situations pouvant conduire à un contact fréquent avec la terre (résider en camping, avoir un jardin, etc.), les comportements de l'enfant prennent de l'importance et peuvent être facteurs favorisant l'ingestion de terre [30]. Dans les études utilisant les éléments traceurs, la variabilité de la fréquence d'exposition a un rôle déterminant dans la valeur finale de la dose d'exposition. De même, dans les études

empiriques, l'ingestion de terre, pour certains auteurs, dépend des activités et du temps passé à l'extérieur et/ou à l'intérieur [15;16].

Toutefois, dans l'étude de Calabrese à Anaconda [29], aucun comportement n'a pu être mis en évidence comme facteur favorisant l'exposition au terre. Son contexte particulier a pu conduire à modifier le comportement des enfants entre 1 et 4 ans au moment de l'enquête : connaissant l'existence de la contamination du site, les parents ont pu développer une attitude prudente vis-à-vis des activités de leurs enfants à l'extérieur. Ceci peut également expliquer une quantité de terre ingérée plus faible estimée dans cette étude.

Par ailleurs, les études d'observation du comportement montrent que les contacts mainbouche de l'enfant avec les surfaces et objets sont fréquents, intermittents et rendent particulièrement difficile le renseignement des paramètres liés au comportement. De plus, la variabilité journalière et intra-individuelle est difficile à apprécier par des données d'observation sur une période courte.

En conclusion, si le comportement individuel des enfants est un élément qui paraît majeur dans l'exposition au sol, les études disponibles n'ont pas pu mettre en évidence de manière consensuelle l'influence des facteurs comportementaux (lavage des mains, consommation de fruits/légumes non lavés, temps passé à l'extérieur...).

Remarque : à défaut d'être en mesure de pouvoir définir un comportement « normal » d'un enfant vis-à-vis de l'ingestion de terre, les travaux notamment de Zartarian et Feldman [31;32] indiquent que certains d'entre eux ont un trouble du comportement qualifié de **pica**, c'est-à-dire des enfants qui mangent de manière répétée des matières non alimentaires. Ce comportement pica pour la seule matière terre est mal connu. Il est plutôt occasionnel que quotidien et semble toucher un nombre non négligeable d'enfants. Les estimations font état d'une quantité de terre ingérée comprise entre 1 et 5 g par jour mais pouvant atteindre 60 g. Cette consommation peut être intentionnelle ou non. A côté de ce comportement, on parle aussi de « **géophagie** » qui correspond à une consommation intentionnelle de terre généralement en lien avec des pratiques culturelles. Ces masses de terre ingérées, notamment 1 g.j^{-1} , sont également mises en avant par les auteurs pour des enfants ne présentant pas de troubles du comportement. L'ingestion de telles quantités est cependant qualifiée de très occasionnelle. Ces valeurs n'apparaissent pas dans les résultats car elles sont intégrées dans les moyennes estimées sur la période d'étude. Autrement dit, les moyennes présentent des variations parfois importantes parce que certains enfants ont pu avoir pendant l'étude un comportement particulier ayant fortement augmenté la quantité de terre et poussières qu'ils ont ingérée.

Les facteurs sociodémographiques : on retrouve l'influence des paramètres sociodémographiques (niveau éducation des parents, revenus, catégorie professionnelle des parents...) dans les études de Davis et Calabrese [23;29] Ces facteurs sociodémographiques semblent jouer indirectement un rôle sur le comportement à risque.

Synthèse : il n'existe pas de consensus sur l'effet de facteurs pouvant influencer l'ingestion de terre. L'ensemble de ces résultats rassemblé dans le tableau 4 ne permet donc pas de dégager clairement un (ou plusieurs) facteur(s) prédictif(s) des quantités de terre ingérée par les enfants. Aucune étude ne permet de les identifier clairement, même en terme qualitatif, qu'ils soient de type comportemental ou social. Si l'âge, la saison, le comportement des enfants mais également celui des parents et les facteurs sociodémographiques semblent influencer les résultats d'ingestion de terre, il n'existe pas pour autant de données chiffrées.

Autrement dit, il n'est pas possible, à partir de ces études, de prédire une valeur de quantité de terre ingérée à partir de ces différents facteurs.

Tableau 4 : Les paramètres influençant la quantité de terre ingérée

	Van Wijnen 1990 [30]	Davis 1990 [23]	Calabrese 1997 [29]
Facteurs individuels			
Groupe de population	Groupe maison ¹	Groupe camping	Groupe 3 villes
Facteurs environnementaux :			
Conditions climatiques	*** (interaction avec âge)	NS (interaction avec âge)	
Caractéristique de l'habitat / Ville de résidence	NS	-	*(univ) ; *(multi) NS
Posséder un jardin / caractéristiques du jardin (végétalisation)			NS(univ) NS
Caractéristiques sociodémographiques :			
Niveau socio-économique du ménage / revenu / Catégorie de l'emploi principal du ménage / niveau d'étude			*(univ) ; +/-*(multi) *
Groupe racial			*(univ) ; NS(multi)
Croyance et religion			NS
Sexe de l'enfant	*	NS	*(univ) ; NS(multi) NS
Age de l'enfant	NS	*	NS NS
Comportements individuels :			
Contact main-bouche ² ou port à la bouche	NS	*	*(univ) ; NS(multi)
Lavage des mains ou la figure avant repas	NS	NS (p<0,1)	*(univ) ; NS(multi)
Habitudes alimentaires (consommation de légumes et de fruits)	NS	*	+/-*(univ)
Porter des couches	NS	***	
Lavage des sols fréquents	*	-	
Temps passé en extérieur (BET)	NS	NS	*(univ) ; NS(multi)
Habitude de jeu	NS	NS	
Avoir un animal familier			NS

¹ Le groupe maison correspond aux enfants résidant en centre ville et en maison individuelle.

² Le contact main-bouche reflète des comportements comme sucer son pouce ou se ronger les ongles.

* : relation significative avec p<0,05 entre le facteur de risque d'ingestion de terre et l'estimation de la quantité de terre ingérée ; ** : relation significative avec p<0,01 ; *** : relation significative avec p<0,001.

+/-* : la relation est significative ou non selon le traceur étudié.

NS : relation non significative entre le facteur de risque d'ingestion de terre et l'estimation de la quantité de terre ingérée.

Univ : facteur pris en compte en analyse univariée ; Multi : facteur pris en compte en analyse multivariée.

- : facteur non pris en compte ou pas d'information sur ces facteurs.

8. Quels sont les avantages et les limites des études utilisant la méthode des traceurs ?

Le nombre d'études ayant utilisé la méthode des traceurs est restreint : sept études entre 1986 et 2005. Le tableau 5 rassemble leurs différentes caractéristiques en leur association une appréciation quant à leur consistance.

Une considération d'ensemble fait ressortir leur hétérogénéité notamment en matière (i) de nombre d'individus inclus (entre 19 et 385 enfants, de 1 à 7 ans) et (ii) de durée d'étude (entre 3 et 14 jours). Partant, trois points de discussion méritent d'être abordés :

- Effectifs de populations et puissance statistique

Parmi les sept principales études, cinq ont été réalisées aux Etats-Unis, deux aux Pays-Bas. **Les effectifs étudiés sont le plus souvent de taille relativement faible** (d'une douzaine à une centaine d'enfants), **ce qui limite la puissance des résultats et leur généralisation**. La seule étude avec des effectifs relativement importants est celle de Van Wijnen (385 enfants de 1 à 5 ans), ce qui, de ce point de vue, confère plus de « poids » à ses données qu'à celles des autres auteurs [30]. Par exemple, l'approche comparant des groupes d'enfants hospitalisés à des groupes d'enfants en maison et donc « potentiellement » exposés, paraît intéressante mais les rares données disponibles concernent des effectifs d'enfants hospitalisés relativement faibles, ce qui limite fortement la puissance de ces travaux.

- Spécificité des populations et limite de la transposition des résultats

La spécificité des populations étudiées vis-à-vis des facteurs environnementaux (période de l'année, latitude, etc.), culturels (pays, communauté, etc.) conduit à considérer la transposition des résultats d'ingestion de terre avec vigilance. Les facteurs descriptifs renseignés à un niveau global, ne peuvent pas être utilisés comme facteurs explicatifs, mais caractérisent la population étudiée. Les résultats d'ingestion de terre de l'étude sont alors spécifiques de ces conditions d'exposition au sol. **Ces spécificités constituent une limite dans la transposition des résultats observés à d'autres conditions** en termes de périodes de l'année, de latitudes, de pays, même dans des contextes similaires de contact des enfants avec le sol.

- Période d'étude

La plupart des études ayant été réalisées en période estivale, les quantités de terre ingérées estimées pourraient être supérieures à une quantité ingérée en moyenne tout au long de l'année. En effet, en période hivernale la potentialité du contact avec le terre pouvant être plus faible qu'en période estivale, les quantités de terre réellement ingérées pourraient être

plus faibles qu'en été. Les estimations, spécifiques d'une période d'observation, ne reflétant que le comportement de l'enfant à un moment donné, **la transposition des résultats sur une période annuelle reste assez délicate.**

Toutefois, la variabilité du comportement au-delà de la période d'étude a été prise en compte par Stanek [33] et des extrapolations sur le long terme sont disponibles.

Remarque : les modalités de cette extrapolation n'ont pas pu être analysées de manière approfondie par le groupe de travail. Elles semblent plus adaptées pour l'évaluation d'une exposition chronique à un polluant. Une étude sur une plus longue période permettrait néanmoins de mieux décrire le comportement de l'enfant.

9. Quelles sont les données les plus robustes parmi les études recensées ?

A partir des réponses apportées aux différentes questions posées dans la partie « questionnaire sur la quantité de terre et de poussières ingérée », le GT retient que les **données générées par la réanalyse par Stanek à partir des résultats de l'étude conduite par Calabrese en 1997 sont les plus solides aujourd'hui.** Ce choix est guidé par des critères liés au protocole de l'étude, la nature des méthodes de réanalyse et à l'expression des données sous forme de distribution statistique [29;33].

- **La distribution proposée par Stanek**

La distribution publiée dans la réanalyse de Stanek [34] est proposée dans le tableau 5. Cette distribution concerne les estimations annuelles de quantités de terre et poussière ingérées par des enfants âgés de 1 à 4 ans. On notera que cette étude fournit une moyenne à 31 mg.j^{-1} (E.T. : 31 mg.j^{-1}) ; le maximum est de 137 mg.j^{-1} . Les autres valeurs remarquables sont la médiane à 24 mg.j^{-1} et le percentile 95 à 91 mg.j^{-1} .

Tableau 5 : distribution annualisée des percentiles moyens estimés et écart-types en mg.j⁻¹ de la quantité de terre et poussières ingérées publiée par Stanek *et al.* (2001) [34]

Percentile	Quantité de terre et poussière ingérées en mg.j ⁻¹	Ecart-type	Percentile	Quantité de terre et poussières ingérées en mg.j ⁻¹	Ecart-type
Max	137	+ infini	-		
P99	137	28,6	P49	24	4,0
P98	113	20,0	P48	24	3,9
P96	100	19,9	P46	23	3,8
P95	91	16,6	P45	22	4,0
P93	86	12,9	P43	22	3,8
P91	79	11,4	P41	21	3,7
P90	75	10,7	P40	21	3,7
P88	71	11,7	P38	20	3,5
P87	68	12,1	P37	19	3,3
P85	65	11,3	P35	19	3,6
P84	60	11,5	P34	18	3,8
P82	58	11,0	P32	17	3,8
P80	53	9,7	P30	16	4,4
P79	50	9,8	P29	15	4,2
P77	48	7,4	P27	14	4,4
P76	43	8,1	P26	12	3,5
P74	40	6,9	P24	11	3,0
P73	39	6,4	P23	10	3,0
P71	37	6,1	P21	10	2,9
P70	35	4,8	P20	9	2,9
P68	34	4,5	P18	8	3,1
P66	33	4,5	P16	7	3,3
P65	32	4,0	P15	5	3,4
P63	31	3,9	P13	4	3,0
P62	30	3,6	P12	3	2,2
P60	29	3,3	P10	2	2,4
P59	29	3,7	P9	0	3,0
P57	27	4,5	P7	-2	4,9
P55	27	4,1	P5	-5	5,9
P54	26	3,9	P4	-8	5,6
P52	25	4,0	P2	-20	15,2
P51	25	4,0	P1	-45	11,7
P50	24	4,0	Min	<i>Non fourni par l'auteur</i>	<i>Non fourni par l'auteur</i>

- **Les éléments forts de l'étude Calabrese réanalysée par Stanek**

- *La population d'enfants et durée de l'étude*

La population est un échantillon aléatoire stratifié de 64 enfants, âgés de 1 à 4 ans et suivis pendant sept jours. Quelles que soient les modalités d'ingestion de terre et poussières, il est nécessaire d'établir des profils types de comportement des enfants auxquels on pourra associer une valeur numérique unique ou une distribution de valeurs de quantité de terre ingéré.

A défaut de savoir décrire un comportement « normal » d'un enfant vis-à-vis de l'ingestion de terre, les auteurs pointent les comportements particuliers appelés « pica » et « géophagie ». Les enfants montrant de tels comportements ne sont pas concernés par le présent travail.

Pour autant, ces comportements particuliers occasionnels peuvent ponctuellement être observés chez des enfants qualifiés de « normaux ». Les distributions et autres données rapportées dans la littérature en tiennent compte.

On notera que la population incluse dans l'étude vit sur un sol contaminé. Sachant cette particularité, il est possible que les parents et les enfants aient des comportements influencés par cette situation, interrogeant sur une extrapolation de ces résultats à toute situation d'exposition.

- Les méthodes de réanalyse des données

L'étude de Stanek a conduit à de nombreuses ré-analyses des données brutes afin de prendre en compte des paramètres qui, dans un premier temps, n'avaient pas été retenus (granulométrie par exemple). Au final, les estimations successives ont fortement diminué les valeurs d'ingestion de terre proposées. Deux éléments méritent d'être discutés.

D'une part, les valeurs négatives d'ingestion de terre dont on peut se demander si elles ne représentent pas un biais dans l'estimation des valeurs proposées. Une réponse est apportée par un échange publié dans la revue Risk Analysis [35;36]. Cet échange fait ressortir la pleine conscience des auteurs de la difficulté générée par ces valeurs. Leur position est que ces valeurs ne peuvent être occultées car elles résultent de la méthode des traceurs mise en place qui ne peut tenir compte de tous les facteurs influents tels que notamment le temps de transit intestinal pour produire un bilan de masse précis. Il n'est donc pas étonnant d'être confronté à des valeurs négatives. Elles révèlent l'incertitude scientifique dans la méthode d'obtention de ces données. En revanche, il sera nécessaire de statuer sur la façon de tenir compte de ces données lors des propositions d'utilisation de cette distribution dans les études de santé publique.

D'autre part, la variabilité des résultats d'un traceur à l'autre interroge. Seul le titane a été exclu de l'analyse en raison d'une estimation trop hétérogène par rapport aux autres traceurs. Pour chacun des sept traceurs restant, les estimations de l'ingestion journalière de terre sont obtenues en prenant la médiane de l'ingestion de terre estimée par les différents traceurs. La médiane est préférée à la moyenne, l'auteur précisant que la première est plus robuste aux valeurs extrêmes que la seconde. Enfin, de cette estimation sur des données recueillies pendant sept jours, les auteurs proposent une extrapolation aboutissant à une valeur moyenne annuelle.

Encadré 3 : la méthode du Bootstrap pour appréhender l'incertitude

Partant de l'hypothèse que les estimations par les différents traceurs, pour un individu et un jour donné, suivent une distribution normale, Stanek utilise les médianes calculées comme étant les moyennes des distributions normales. Il a alors appréhendé l'incertitude par la méthode du bootstrap.

A partir des distributions normales des valeurs journalières d'ingestion de terre, cette méthode effectue 10 simulations de valeurs d'ingestion de terre pour les sept traceurs, et les sept jours de suivi de chaque individu. Chaque simulation permet d'avoir ainsi une réplique de la distribution d'ingestion de terre initiale. Les valeurs journalières d'ingestion de terre simulées sont ensuite utilisées dans un modèle mixte dans lequel les individus, les jours et les traceurs sont considérés comme des effets aléatoires emboîtés. Ceci permet de tenir compte de la variabilité de l'ingestion de terre entre les individus, les jours et les traceurs. L'ajustement de ce modèle permet d'avoir pour chaque individu des prédictions non biaisées d'ingestion de terre. Ces prédictions sont appelées BLUP (Best Linear Unbiased Predictor). Le modèle à effets aléatoires permet donc de tenir compte de la variabilité de l'ingestion de terre et la méthode du bootstrap permet de tenir compte de l'incertitude des estimations issues des différents traceurs.

Remarque : la méthode du bootstrap permet d'avoir plusieurs échantillons de données (des répliques de l'échantillon de départ). Chaque échantillon permet d'avoir une estimation de la distribution de l'ingestion de terre. La différence entre les différentes distributions estimées reflète l'incertitude dans l'estimation de la distribution de l'ingestion de terre des enfants. Un nombre limité de répliques (10) a été utilisé car la distribution de l'ingestion de terre est stable après 10 répliques.

- La prise en compte de l'ingestion de terre et de poussières

L'US-EPA définit la quantité de terre ingérée comme étant la consommation de terre, intentionnelle ou non. Les modalités de cette ingestion sont nombreuses : contact main-bouche, consommation de végétaux sur lesquels du sol est resté adhérent, consommation directe de terre, port d'objets à la bouche... [37]. Le groupe de travail note que cette définition ne prend pas explicitement en compte l'ingestion des poussières présentes dans les bâtiments, bien que les estimations proposées par certains auteurs en tiennent compte.

- Les résultats sont exprimés sous forme d'une distribution

L'étude de Stanek propose directement des valeurs de médianes et moyennes utilisables pour réaliser les estimations déterministes. Elle fournit la distribution des valeurs, mais également son encadrement avec les écart-types pour chaque percentile.

Encadré 4 : Analyse approfondie des autres études utilisant la méthode des traceurs

Les autres études utilisant la méthode des traceurs, bien qu'apportant et confortant des connaissances, présentent des limites restreignant leur possibilité de sélection dans le cadre de ce travail. Sans être complet sur chacune des études, on peut cependant noter que :

- deux autres études auraient pu être retenues, leurs protocoles ne présentant pas de réserves particulières contrairement aux autres études développées ci-dessous. Ce sont celles de Calabrese de 1989 et de Davis de 1990 [23;27]. Leurs données n'ont cependant pas été l'objet d'une ou plusieurs réanalyses successives par leurs auteurs ou d'autres équipes ;

- l'étude de Binder (1986) [28] est de courte durée (trois jours) ; elle ne présente pas de duplication des repas et n'a pas de validation chez l'adulte. Elle utilise pour tous les enfants une valeur unique de 15 g.j^{-1} de selles ; elle ne prend en compte ni les apports de traceurs par la nourriture, ni les poussières ;

- l'étude de Clausing (1987) [26] a inclus un très faible nombre d'enfants ($n=24$) ; elle n'a pas non plus dupliqué les repas et ne présente pas de validation chez l'adulte. Elle utilise pour tous les enfants une valeur unique de 10 g.j^{-1} de selles ; elle ne prend pas en compte les apports de traceurs par la nourriture et les médicaments ;

- l'étude de Van Wijnen [30] a inclus un nombre très important d'enfants – 385 – et a l'avantage d'en considérer plusieurs catégories (centre ville, maison et jardin, camping, hôpital). Cette étude confirme ainsi l'hypothèse admise intuitivement par tous, que des enfants en camping ingèrent plus de terre que des enfants en crèche par exemple. Mais dans le même temps, elle conclut de manière surprenante que les enfants hospitalisés ingèrent plus de terre que les enfants en crèche. En revanche, on peut relever les points faibles suivants : pas de duplication des repas, pas de validation chez l'adulte, non prise en compte des apports de traceurs par la nourriture et les médicaments ;

- l'étude de Davis 2005 [38] est plus robuste du point de vue du protocole : longue durée (14 jours), duplication des repas, pesée des selles, mesure des poussières. Elle a cependant beaucoup moins de portée dans la mesure où elle n'implique que 19 enfants. Elle ne possède pas non plus de validation de la méthode chez l'adulte.

Tableau 6 : Caractéristiques des études et appréciation de leurs avantages et limites

Auteur :	BINDER 1986		CALABRESE 1989 Amherst		VAN WIJNEN 1990		DAVIS 1990		CALABRESE 1997 Anaconda Montana		DAVIS 2005 Washington		CLAUSING 1987	
Pays	Etats-Unis		Etats-Unis		Pays-Bas		Etats-Unis		Etats-Unis		Etats-Unis		Pays-Bas	
Année étude / Saison	1984 / été		NR / fin septembre-octobre		1986 / été		1987 / été-vacances scolaires		NR / septembre		2005 / été		NR / NR	
Age	1-3 ans (moyenne 1,6 ans)		1-4 ans (moyenne 2,4 ans)		1-5 ans		2-7 ans		1-3 ans		3-7 ans (2/3 > 5ans)		2-4 ans	
Terrain Contaminé	Oui		?		?		?		Oui		?		?	
Nombre enfants	59	+	64	+	385 (292 crèche, 78 camping, 15 hôpital)	++	104	+	64	+	19	-	18 garderie / 6 hôpital	-
Durée (jours)	3 j consécutifs	-	8 j (4 j pendant 2 semaines)	+	3-5 j	+/-	7 j	+	7 j consécutifs	+	14 j	++	5/8 j	+
Duplication repas	Non	-	Oui	+	Non pertinent	-	Oui	+	Oui	+	Oui	+	Non	-
Validation méthode chez adulte	Non	-	Oui	+	Non	-	Non	-	Oui	+	Non	+	Non	-
Pesée des selles	Non, 15g/j	-	Oui	+	Non, 15g/j	-	Oui	+	Oui	+	Oui	+	Non, 10g/j	-
Prise en compte des traceurs via les médicaments	Non	-	?		Non pertinent	-	?		?		?		Non	-
Mesure des poussières	Non	-	Oui	+	Oui	+	Oui	+	Oui	+	Oui	+	?	
Remarques					4 groupes : centre ville / maison individuelle+jardin / camping / hôpital	+	aucun facteur significatif	-	Estimation plus basse : influence du fait de la connaissance de la contamination du site ?	-			2 groupes - Ecole Maternelle / Hôpital	+
									Pas de facteurs significatifs	-				
Distinction poussières	Non		Oui	+	Non		Non		Oui	+	Non		Non	
Valeurs recalculées ultérieurement	Distribution paramétrique	+/-	(1) Prise en compte erreurs +/- /temps transit=28 j (2) BTM (3) prise en compte temps transit	++	Non	-	BTM	+/-	(1) BTM (2) prise en compte temps transit (3) BLUP	++	Non	-	Non	-

++

Etude très robuste et représentative

+

Etude robuste et représentative

+/-

Etude moyenne

-

Etude non robuste et non représentative

BTM : Best Tracer Method
BLUP : Best Linear Unbiased Predictors

Questionnements sur la fraction bioaccessible

Les connaissances sur la fraction bioaccessible des polluants, quelle que soit la matrice, font l'objet d'une véritable attention depuis la fin des années 1990. En effet, elle devient un facteur attendu pour proposer une estimation plus appropriée de l'exposition des populations aux terres ou poussières contaminées (on pourrait aussi ajouter les denrées alimentaires mais ce n'est pas l'objet du travail). Pour chacune des questions posées pour exprimer l'état de l'art, seront apportés les éléments de connaissance acquis et controversés concernant chacune de ces deux matrices.

1. Quelles sont les méthodes qui permettent d'estimer la fraction bioaccessible ?

La mesure de la fraction bioaccessible d'un polluant se fait au moyen de tests *in vitro*. De façon générale, ils consistent en une extraction séquentielle *ad hoc* de l'élément contenu dans la terre qui permet de simuler la digestion :

- une première extraction, acide, simule les conditions de l'estomac ;
- une seconde extraction, proche de la neutralité, simule les conditions intestinales ;
- en plus de ces deux phases, certains tests comportent une phase initiale qui simule l'action de la salive.

On notera que ces tests ne permettent pas de distinguer l'ensemble des mécanismes physiologiques associés à la digestion, notamment les capacités d'absorption, en lien avec l'influence des aliments [10;39;40], le rôle des microorganismes [41], et le passage dans le colon [42].

Les tests de bioaccessibilité ont été développés depuis le début des années 1990, principalement par des équipes nord-américaines et européennes. Ils diffèrent entre eux notamment par le nombre de compartiments digestifs simulés, les temps de contact entre la matrice et les extractants, et les conditions de pH et E_h (potentiel d'oxydo-réduction) utilisées.

Au laboratoire, ces tests sont mis en œuvre selon deux types de protocole :

- les tests en « batch » où les échantillons et les réactifs interagissent dans un contenant au niveau duquel on peut intervenir en ajoutant des substances chimiques ou en prélevant des échantillons ; d'une façon générale, il est recommandé d'analyser un échantillon de la solution à chaque étape de l'extraction afin de pouvoir suivre et interpréter l'évolution de la concentration de la substance. C'est pourquoi la majorité des tests *in vitro* de mesure de la bioaccessibilité sont des tests en batch.

- les tests en dynamique (« flow tests ») : système clos (rendant impossible toute intervention en cours de processus) où la réaction s'établit selon des étapes successives préalablement définies, se rapprochant des caractéristiques dynamiques du transit gastro-intestinal. L'utilisation de ces tests requiert un équipement de laboratoire très sophistiqué qui peut difficilement être mis en œuvre en routine.

Remarque : quelle que soit la méthode, l'analyse des terres après les processus d'extraction ainsi que les calculs associés à l'équilibre de masse permettent de vérifier la validité du processus d'extraction.

Une diversité de protocoles de mesures de la bioaccessibilité existe (tableau 7). Les paramètres expérimentaux (pH, temps de contact entre la matrice et le fluide digestif, ratio du volume de solution extractante sur le volume de terre utilisé (ratio L/S)) varient sensiblement d'un test à l'autre. Pour une présentation plus exhaustive, il convient de se reporter au document issu de la commission de normalisation internationale ISO (ISO TS 17924 :2007) [43].

Certains tests simulent la seule phase gastrique, d'autres l'ensemble du tractus gastro-intestinal, y compris la phase salivaire. Les fluides gastriques sont simulés à partir d'acides en ajoutant ou non, selon les cas, une enzyme, la pepsine. Le pH de la phase gastrique simulée se situe entre 1 et 5,2 selon les études, et le temps de contact avec les fluides gastriques varie de 1h à 16 h. La quantité de fluide utilisée par rapport à la quantité d'échantillon (ratio L/S) est variable d'une étude à l'autre (2,5/1 à 2 160/1).

Les fluides intestinaux sont simulés à partir de mélanges complexes de sels de bile et de pancréatine ou uniquement de bicarbonate de soude. Le pH de la phase intestinale simulée est de 5,5 à 7. Le temps de contact avec les fluides intestinaux varie de 1h à 6 h selon les méthodes (temps de résidence moyen dans l'intestin est de 2h et de 4h dans l'intestin grêle).

Un objectif des tests décrits est la possibilité d'être facilement mis en œuvre par tout laboratoire d'analyse, sous réserve de respecter les préconisations associées aux différents protocoles. Actuellement, au sein de l'Europe, le groupe de recherche BARGE (BioAccessibility Research Group in Europe) qui fédère plusieurs laboratoires et instituts de recherche, tente de développer un test unique, répétable et reproductible de mesure de la fraction bioaccessible (encadré 5) [44].

Tableau 7 : Exemples de tests de mesure de la bioaccessibilité dans les terres disponibles dans la littérature

Méthodes	Types	Compartiments simulés	pH	T(°C)	Nourriture	Ratio Liquide/Solide utilisé dans les extractions	Temps de séjour	Nature des échantillons prélevés dans chaque compartiment	Métaux testés	Statut validation	Facilité d'utilisation (2)
PBET	Batch	Estomac Petit intestin	2,5 7	37 37	Non	100/1 100/1	1h 4h	solution solution (1)	As, Pb	V/Porc, singe (As,Pb)	Original : 3 Modifié (3) : 7
SBET	Batch	Estomac	1,5	37	Non	100/1	1h	solution	As, Pb, Cd	V/Porc, (Pb)	9
IVG	Batch	Estomac Petit intestin	1,8 5,5	37 37	Oui	150/1 150/1	1h 1h	solution solution	As	V/Porc, (As)	5
US P	Batch	Estomac	1	37	Non	1000/1	2h	solution	As, Pb, Cd, Cr, Ni	NV	9
MB & SR	Batch	Cavité orale	6,4	37	Non	160/1	5 sec	-	As, Pb, Cd, Cr	C/humain (Pb)	3
		Estomac	2	37		2160/1	2h	Solution			
		Petit intestin	7,5	37		4770/1	4h	solution + solide			
DIN	Batch	Cavité orale	6,4	37	Oui	15/1	0.5h	-	As, Pb, Cd, Cr, Hg	V/Porc, (non publié) C	5
		Estomac	2	37		50/1	2h	-			
		Petit intestin	7,5	37		100/1	6h	solution			
SHIME	Batch	Estomac Petit intestin	5,2 6,5	37 37	Oui	2.5/1 4/1	3h 5h	- solution	As, Pb, Cd	C	5
RIVM	Batch	Cavité orale	6,5	37	Non	15/1	5 min	-	As, Pb, Cd	C	6
		Estomac	1,5	37		37.5/1	2h	-			
		Petit intestin	5,5	37		97.5/1	2h	solution + solide			
TIM	Dynamique	Cavité orale	5	37	Non	5/1	5 min	-	As, Pb, Cd	C	2
		Estomac	2	37		30/1	1.5h	-			
		Petit intestin	7	37		51/1	6h	solution			
AOAC	Batch	Estomac	1,1	37	Non	150/1	16h	solution	Cu, Zn, Mn, Fe, Al	NV	9

(1) 2 échantillons

(2) Note de 1 à 10. La note de 10 représente un test relativement rapide avec du matériel classique. La note de 1 représente un test relativement long nécessitant du matériel sophistiqué.

(3) Modifié par le British Geological Survey [45;46]

NV : Non validation de la méthode par d'autres méthodes de mesure de la biodisponibilité ou de bioaccessibilité

V : Validation de la méthode par un modèle de biodisponibilité chez l'animal ou l'Homme

C : Comparaison de la méthode à d'autres tests de bioaccessibilité (méthode non validée)

Encadré 5 : Le protocole unifié du groupe BARGE

Le test de bioaccessibilité dans les terres développé par le groupe de recherche BARGE est basé sur la physiologie digestive humaine. Il comprend trois phases : buccale, stomacale et intestinale. La composition des fluides utilisés est récapitulée dans le tableau 8. Tout au long du test, la température est maintenue à 37 °C. 0,6 g de terre est mélangé avec 9 mL de salive (pH 6,5). La suspension est agitée pendant 5 minutes. Ensuite, 13,5 mL de solution gastrique (pH 1,0) sont ajoutés à la suspension de terre. Le pH de la solution est ajusté à 1,2 à l'aide d'HCl (concentration : 37 % g/g). La suspension est agitée pendant une heure. Suite à cette période, le pH est vérifié. S'il est au-dessus de 1,7 alors de l'HCl est ajouté à la suspension, dans le but d'obtenir un pH compris entre 1,2 et 1,7. La phase stomacale est alors extraite par centrifugation à 3 000 G pendant 5 minutes et la concentration de l'élément est déterminée dans le surnageant, permettant d'obtenir la concentration dans la phase gastrique. En parallèle, un second échantillon de la même terre est mélangé avec la phase gastro-intestinale. Ce second échantillon, après avoir subi la phase d'extraction salivaire et stomacale, est mis au contact de la bile et de la phase intestinale. Le pH augmente alors dans une gamme comprise entre 5,8 et 6,8. La suspension est agitée pendant 2 heures et centrifugée à 3 000 G. La concentration de l'élément considéré est alors mesurée dans le surnageant (phase gastro-intestinale). Pour chacune des phases, la bioaccessibilité de l'élément considéré est la concentration mesurée dans la phase extraite par centrifugation.

Tableau 8 : Composition des fluides utilisés dans le test mis au point par le groupe BARGE

	Composés inorganiques	Composés organiques	Autres composés
Salive	10 ml KCl 89,6 g L ⁻¹ 10 ml KSCN 20 g L ⁻¹ 10 ml NaH ₂ PO ₄ 88,8 g L ⁻¹ 1,7 ml NaCl 175,3 g L ⁻¹ 1,8 ml NaOH 40 g L ⁻¹	8 ml urée 25 g L ⁻¹	α-amylase 145 mg Acide urique 15 mg mucine 50 mg
Phase gastrique	15,7 ml NaCl 175,3 g L ⁻¹ 3,0 ml NaH ₂ PO ₄ 88,8 g L ⁻¹ 9,2 ml KCl 89,6 g L ⁻¹ 18 ml CaCl ₂ · 2 H ₂ O 22,2 g L ⁻¹ 10 ml NH ₄ Cl 30,6 g L ⁻¹ 8,3 ml HCl 37% g g ⁻¹	glucose 10 ml 65 g L ⁻¹ acide glucuronique 10 ml 2 g L ⁻¹ urée 3,4 ml 25 g L ⁻¹ glucosamine hydrochloride 10 ml 33 g L ⁻¹	Albumine bovine 1 g pepsine 1 g mucine 3 g
Phase intestinale	40 ml NaCl 175,3 g L ⁻¹ 40 ml NaHCO ₃ 84,7 g L ⁻¹ 10 ml KH ₂ PO ₄ 8 g L ⁻¹ 6,3 ml KCl 89,6 g L ⁻¹ 10 ml MgCl ₂ 5 g L ⁻¹ 180 µl HCl 37% g g ⁻¹	urée 4 ml 25 g L ⁻¹	CaCl ₂ · 2 H ₂ O 9 ml 22,2 g L ⁻¹ Albumine bovine 1 g pancréatine 3 g lipase 0,5 g
Bile	30 ml NaCl 175,3 g L ⁻¹ 68,3 ml NaHCO ₃ 84,7 g L ⁻¹ 4,2 ml KCl 89,6 g L ⁻¹ 200 µl HCl 37% g g ⁻¹	urée 10 ml 25 g L ⁻¹	10 ml CaCl ₂ · 2 H ₂ O 22,2 g L ⁻¹ Albumine bovine 1,8 g Bile porcine

2. Quels sont les facteurs influant sur le résultat des tests de bioaccessibilité ?

Les éléments développés dans ce paragraphe sont issus d'une étude comparative de cinq méthodes de mesure de la bioaccessibilité (SBET, DIN, RIVM, SHIME et TIM) conduite par le RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne) en 2002 sur le plomb, l'arsenic et le cadmium [47], d'une revue critique réalisée par l'Agence de l'environnement britannique et du BGS [48], ainsi que de travaux récents de l'Ineris [49] utilisant le test mis au point par le groupe BARGE.

- L'influence du pH

Au regard de ces cinq méthodes, Oomen *et al.* [47] concluent que le pH est probablement le seul facteur qui ait une influence significative sur la bioaccessibilité des métaux, le pH acide de l'estomac conduisant à des valeurs plus élevées de bioaccessibilité (haute solubilisation des métaux à pH faible et réactions de précipitation à pH plus élevé) que le pH intestinal basique. Cette conclusion permet d'expliquer, de manière générale, les écarts de résultats obtenus dans la littérature entre les différents tests de bioaccessibilité disponibles.

Les travaux menés par l'Ineris indiquent que les valeurs de bioaccessibilité gastrique du plomb sont significativement plus élevées que les valeurs de bioaccessibilité gastro-intestinale, en raison d'une solubilisation accrue du plomb dans la phase gastrique où le pH est fixé aux alentours de la valeur 1,2. En phase intestinale, l'augmentation de pH entraîne une précipitation du plomb et, par conséquent, une solubilisation moindre [49].

- L'influence du ratio liquide(L)/solide(S)

La surface d'échange entre la solution utilisée pour simuler l'action des fluides digestifs et le terre est fonction du ratio L/S. Plus ce ratio est élevé, plus la surface d'échange de l'échantillon de terre sera importante et moins la solution pourra extraire l'élément considéré. Il est recommandé d'utiliser un ratio proche des conditions physiologiques d'un enfant (première cible de l'ingestion de terre via le portage main-bouche). Ruby *et al.* 1996 suggère un ratio de 100/1 [10]. Selon le RIVM [50], en se fondant sur un taux d'ingestion de terre de 100 mg/jour chez l'enfant, le ratio L/S dans un contexte de portage main-bouche est compris entre 90/1 et 1125/1. L'utilisation d'un ratio plus faible est envisagée par le RIVM, si un ajustement du pH gastrique à un niveau < 2 est mis en œuvre (le ratio L/S du test RIVM est fixé à 38/1 mais le pH gastrique est maintenu à 1,5).

- L'influence du temps de résidence

Dans les méthodes citées, le temps de résidence moyen dans l'estomac est de 2h, et de 4h dans l'intestin grêle, ce qui correspond aux valeurs observées chez un enfant de 2 à 3 ans [10]. Ce paramètre étant relativement homogène dans les différentes méthodes, il n'est pas

discriminant sur les résultats obtenus en termes de bioaccessibilité. Seule la méthode AOAC (Association of Analytical Community), établissant un temps de résidence de 16h dans l'estomac (fondé sur la physiologie du poulet), paraît peu appropriée pour une évaluation de risque sanitaire chez l'homme.

3. Quels sont les polluants pour lesquels on dispose de données sur leur bioaccessibilité dans les terres ?

Les données disponibles de bioaccessibilité concernent essentiellement les éléments traces métalliques. Les valeurs de bioaccessibilité gastriques et gastro-intestinales pour le Pb, le Cd, l'As et le Sb retrouvées dans la littérature et obtenues selon différents tests de bioaccessibilité sont synthétisées ci-dessous (tableau 9). Ce tableau montre que les valeurs de bioaccessibilité varient fortement d'un historique de contamination à un autre ainsi que d'un type de sol à un autre [Caboche 2009]. En outre, les gammes de valeurs rencontrées pour un historique donné peuvent être larges. C'est par exemple le cas du plomb dans des déchets miniers dont la bioaccessibilité peut varier entre 15 et 80 % de la concentration totale. Concernant ce dernier élément, il est à noter qu'en général la bioaccessibilité gastrique est significativement plus élevée que la bioaccessibilité gastro-intestinale. Cette différence est liée aux conditions acides de la phase gastrique qui favorisent la dissolution du plomb.

Tableau 9 : Valeurs de bioaccessibilité du Pb, As, Cd et Sb dans les terres en fonction de tests et d'historiques différents de contamination

A : Bioaccessibilité du plomb

Historique de contamination	Nombre d'échantillons considérés	Phase considérée et bioaccessibilité correspondante (en % de la concentration totale)	Références
Sols miniers	5	Gastrique : 55-80	[51]
	19	Gastrique : 4,5-80,4	[8;52]
	10	Gastrique : 3,9-70,4 Gastro-intestinale : 1,9-49,8	[50]
	5	Gastrique : 48-75 Gastro-intestinale : 5-27	[51]
Sols miniers fortement carbonés	4	Gastrique : 15-56 Gastro-intestinale : 5-25	[49]
Déchets miniers	5	Gastrique : 20-90	[51]
	5	Gastrique : 15-80	
Déchets terres céramique	13	Gastro-intestinale : 0,3-73	[50]
Jardins, sédiments, sols miniers, terres agricoles	15	Gastro-intestinale : 2-21	[53]

B : Bioaccessibilité de l'arsenic

Historique de contamination	Nombre d'échantillons considérés	Phase considérée et bioaccessibilité correspondante (en % de la concentration totale)	Références
Déchets terres calcinés	5	Gastrique : 0,45-3,69 Gastro-intestinale : 0,53-3,28	[54]
Déchets ferreux	5	Gastrique : 17,6-29,6 Gastro-intestinale : 9,5-23,5	
Terres agricoles et Sols miniers	15	Gastrique : 2-76 Gastro-intestinale : 3-90	[55]
Sols collectés à proximité des structures en bois traitées (CCA)	10 10	Gastrique : 20,7-63,6 Gastro-intestinale : 25-66,3	[56]
Terres miniers	87	Gastro-intestinale*** : 0,5-42	[57]
Terres minéralisés	20	Gastro-intestinale : 6,8-16,7	
Fond géochimique	5	Gastro-intestinale : 5,6-12,5	
Terres fonderie	22	Gastro-intestinale : 0,6-61,1	
Déchets terres calcinés	5	Gastrique : 0,1-1,44 Gastro-intestinale : 0,1- 1,4	[19]
Déchets ferreux	5	Gastrique : 12,5-40 Gastro-intestinale : 12-20	
Sols chemins de fer	18	Gastrique: 6-89	[58]
Site fonderie	13	Gastrique: 9-89	
Sols miniers	8	Gastrique: 5-36	
Fond géochimique	11	Gastrique : 1-22	

C : Bioaccessibilité du cadmium

Historique de contamination	Nombre d'échantillons considérés	Phase considérée et bioaccessibilité correspondante (en % de la concentration totale)	Références
Sols miniers	5	Gastrique : 21,3-95,9 Gastro-intestinale: 15-55	[59]

D : Bioaccessibilité de l'antimoine

Historique de contamination	Nombre d'échantillons considérés	Phase considérée et bioaccessibilité correspondante (en % de la concentration totale)	Références
Terres miniers	4	Phase gastro-intestinale : 1,5-12 %	[44]

On ajoutera que les données rassemblées dans le tableau 8 ont été obtenues à partir de différents tests de mesure. C'est une des explications de la variabilité observée. D'autres explications peuvent être avancées (spéciation, teneurs en matière organique des terres...) et sont abordées dans les questions suivantes.

Concernant les polluants organiques, les données sont beaucoup moins nombreuses. Conscients de cette lacune, les groupes Bioaccessibility Research Group Europe et Canada se sont réunis en février 2009, à l'initiative de Santé Canada. L'objectif de cette rencontre était d'identifier les verrous expérimentaux à lever en vue d'augmenter les connaissances sur la bioaccessibilité ou biodisponibilité des polluants organiques. Au cours de cette réunion, il a été notamment souligné que les protocoles actuellement utilisés dans la littérature ne sont pas validés pour les polluants organiques. Cependant, à l'heure actuelle, ces données ne sont pas consolidées. Il convient d'ailleurs de noter que les tests utilisés pour mesurer la bioaccessibilité de polluants organiques sont en cours de développement, notamment sur les paramètres expérimentaux à appliquer et sur la validation de la représentativité physiologique de ces tests.

4. Y a-t-il des données de bioaccessibilité spécifiques sur les poussières ?

Comparées aux données sur les terres, les mesures de bioaccessibilité sur les poussières sont nettement moins nombreuses. Ainsi, seule une dizaine d'études a été publiée entre 1998 et 2008. Ce faible nombre de données peut s'expliquer par les difficultés méthodologiques liées aux poussières : échantillonnage notamment, et adaptation des protocoles de mesure de la bioaccessibilité. Pour ce qui est de l'échantillonnage, il faut en effet pouvoir récupérer les poussières de façon non destructrice et, dans ce cas, la méthode des lingettes usuellement recommandée est à proscrire. Pour ce qui est du protocole de mesure de la bioaccessibilité, il est nécessaire que les masses de poussières récupérées soient compatibles avec les conditions exigées par le test. Ces tests ont été mis en œuvre pour étudier des terres, matrice pour laquelle la question de la masse disponible pour la mise en œuvre du test n'est jamais problématique. Ainsi, si l'on veut appliquer le test unifié BARGE, il faut au minimum 0,6 g de matériau. Cette quantité, faible pour la terre est élevée pour un matériau tel que les poussières car il est difficile d'échantillonner des quantités atteignant cette masse. Dans ce cas, il est nécessaire d'adapter la méthode mise en œuvre. L'Ineris a récemment entrepris des études visant à adapter ces méthodes pour le plomb et l'arsenic. Les résultats sont actuellement en cours d'acquisition.

Pour ce qui est des études relevées dans la littérature, des données pour le plomb, l'arsenic et le cadmium sont synthétisées dans le tableau 10. Elles concernent, pour la plupart, des études en air intérieur dans des habitations individuelles.

Tableau 10 : Bioaccessibilité des métaux dans les poussières

Elément	Bioaccessibilité dans l'estomac (%)		Bioaccessibilité dans l'intestin (%)		Nombre d'études disponibles pour déterminer l'intervalle
	Min	max	min	max	
Al	9	80	7,1	18,1	[60;61]
Ca	66,7	100	56,2	91,8	[61]
Fe	1,3	43	2	10,5	[60;61]
Cd	13,4	100	9,1	68,4	[60-62]
Co	5,6	24,7	10,1	18,2	[61]
Cr	4,5	19,3	2,9	25,2	[61]
Cu	5	87	8,8	35	[60;61;63]
Mn	30,7	64,5	22,8	44,5	[60;61]
Ni	7	82	3,2	15,8	[60-63]
Pb	11,6	77,2	2	32,1	[60-62;64;65]
Sn	0,7	10	0,6	3,1	[60;61]
U	2,2	32,2	45		[61]
Zn	21	100	39,3	100	[60;61;63]
As	10,2	18,6	28,7	58,6	[66]

5. La bioaccessibilité dans les terres est-elle différente de celle déterminée dans les poussières de maisons ?

En s'appuyant majoritairement sur les conclusions des études de Rasmussen [62;63], la bioaccessibilité des métaux semble plus élevée dans les poussières intérieures des habitations que dans les terres des jardins attenants à ces habitations. Une illustration pour trois éléments que sont le cuivre, le zinc et le nickel, est proposée dans le tableau 11.

Tableau 11 : Bioaccessibilité dans les poussières intérieures et les terres de jardin correspondants [d'après [63]]

Elément	Terre de jardin bioaccessibilité médiane (%)	Poussières intérieures bioaccessibilité médiane (%)
Cu	30	46
Ni	16	41
Zn	24	68

Dans l'étude précitée, les différences ont notamment été attribuées à la teneur en carbone organique. En effet, une corrélation significative et positive a été établie entre la fraction bioaccessible des métaux et le taux de matière organique de la matrice considérée, plus élevé dans les poussières intérieures (20-34 %) que les terres extérieures adjacentes aux habitations (4 %).

Au regard de ces différences, même s'il convient de prendre les résultats avec précaution en raison du faible nombre d'études, il semble que la prise en compte du milieu d'exposition « poussières intérieures » doit se faire de manière spécifique et qu'il ne faille pas, *a priori*, extrapoler les résultats de bioaccessibilité obtenus sur les terres aux poussières. Toutefois, les difficultés méthodologiques liées à la mise en œuvre du test de mesure de bioaccessibilité sur les poussières rendent à ce jour difficile ces mesures.

6. Quelle influence la nature des terres et la spéciation présentent-elles sur la bioaccessibilité ?

Certaines études s'intéressent au lien entre la bioaccessibilité d'un élément donné et la répartition de l'élément entre les phases porteuses du sol, définie par des tests d'extractions séquentielles.

Dans ce cadre, l'étude de Denys [49] conclut, pour le plomb, que la bioaccessibilité est significativement différente en fonction des différentes phases minéralogiques en présence dans les sols ; c'est notamment le cas en présence de sulfures. En présence d'une teneur élevée en carbonates, la bioaccessibilité du plomb dans des sols peut être faible (inférieure à 20 % de la concentration totale en plomb) ; elle n'est pas corrélée à la teneur en cérusite (carbonate de plomb dont la bioaccessibilité est élevée). Ainsi, cette étude montre que la cérusite n'est pas le seul minéral du sol qui soit hautement bioaccessible, et que d'autres phases minérales peuvent avoir une contribution significative à la bioaccessibilité du plomb dans un échantillon de terre. Ceci est dû à la grande dissolution de toute forme minérale de plomb à pH très faible, en phase gastrique.

Pour des terres contaminées par retombées atmosphériques en provenance de rejets canalisés ou diffus, la bioaccessibilité du plomb est comprise entre 53 et 80 %, tandis que, pour l'arsenic, elle est comprise entre 10,6 et 52 %. Pour des terres contaminées par des activités minières, les valeurs de bioaccessibilité du plomb varient entre 13,2 et 34,5 %, tandis que, pour l'arsenic, les valeurs varient entre 2,7 et 8 % de la concentration totale [67].

De fait, cette étude démontre que les valeurs de bioaccessibilité mesurées diffèrent, notamment, en fonction de la nature de la contamination du sol. En outre, en dehors du mode de contamination, les variations observées de bioaccessibilité peuvent s'expliquer par la spéciation de l'élément avec les différentes phases minérales du sol.

Par ailleurs, en s'appuyant sur l'étude menée par Oomen [50], le RIVM indique, pour le plomb exclusivement, les deux constats suivants :

- pour un type de terre donnée, la bioaccessibilité du plomb est constante, quelle que soit la concentration de plomb amenée *via* une solution de sel de plomb (pour des concentrations comprises entre 0 et 2 500 mg/kg de plomb). En d'autres termes, et uniquement dans le cas d'une contamination artificielle, il existe une relation linéaire entre bioaccessibilité et concentration de plomb ;
- une corrélation (négative) est observée entre la bioaccessibilité du plomb et le pourcentage de matière organique, avec une bioaccessibilité plus faible à des fortes teneurs en matière organique dans la terre (tableau 12).

Tableau 12 : valeurs de bioaccessibilité du plomb en fonction du pourcentage de matière organique dans la terre (d'après [50]).

Percentile	Matière organique <20 % (n=25)	Matière organique >20 % (n=18)
P50	20,4 %	10,9 %
P80	43,7 %	20,8 %
P85	43,9 %	21,1 %
P90	48,6 %	21,4 %
P95	59,9 %	23,3 %

Les valeurs de bioaccessibilité par défaut sont fondées sur :

- 25 mesures pour les terres dont la teneur en matière organique est <20%
- 18 mesures pour les terres dont la teneur en matière organique est >20%

Une difficulté supplémentaire dans l'établissement d'un lien entre la spéciation d'un élément dans une terre et sa toxicité est qu'il faut pouvoir étudier l'évolution de la spéciation de l'élément depuis la terre jusque dans l'organisme. En particulier, les évolutions possibles de spéciation du fait des conditions particulières du tractus gastro-intestinales doivent être prises en considération.

A ce titre, une autre substance pour laquelle un lien a pu être établi entre spéciation et bioaccessibilité est l'antimoine [44]. L'antimoine existe sous deux spéciations : la forme trivalente et la forme pentavalente, cette dernière étant la moins toxique des deux formes. Quatre terres issues d'un site d'extraction de plomb ont été échantillonnées et les concentrations totales en antimoine varient de 26 à 1150 mg/kg. La bioaccessibilité de l'antimoine a été mesurée à l'aide du test *in vitro* BARGE. Des extractions séquentielles et des analyses physiques ont été menées sur ces échantillons en vue d'estimer la spéciation

de l'antimoine au cours du processus de digestion physiologique. Pour les 4 échantillons, la bioaccessibilité est faible, variant entre 1,5 % et 12 % de la concentration totale en antimoine (tableau 8). Les analyses physico-chimiques menées sur la terre la plus contaminée indiquent que l'antimoine apparaît principalement sous sa forme pentavalente, et sous la forme d'oxyde de fer et de sulfures. Aucun changement de spéciation n'est intervenu pendant le processus de digestion. Selon Denys *et al.* [44], la détermination de la spéciation de l'antimoine dans une matrice terre est donc un moyen efficace de démontrer que ce métalloïde peut être considéré comme un élément mineur dans une évaluation de risque lorsqu'il est sous sa forme pentavalente.

Troisième partie

Propositions du GT

Ce chapitre présente et justifie les choix du groupe de travail en matière de quantité de terre et poussières ingérées quotidiennement par un enfant âgé de 1 à 6 ans, et de bioaccessibilité du polluant présent dans cette matrice terre et/ou poussières. Ils ont été établis à partir des connaissances analysées précédemment.

Ces choix sont inscrits dans les deux finalités que sont, d'une part, les études d'estimation des expositions des populations et, d'autre part, les démarches de quantification des risques. En effet, l'intégration de la bioaccessibilité dans le raisonnement interroge la comparabilité de l'exposition estimée à partir des sols avec la VTR retenue, le polluant n'ayant pas forcément le même comportement dans chacune des matrices.

L'organisation de cette partie se veut la plus pratique possible afin d'aider les professionnels de santé environnementale, les bureaux d'études et les autres utilisateurs à s'approprier plus facilement ces propositions et leurs justifications. Elle décrit successivement les deux finalités.

Il convient de noter que ces propositions sont tout autant destinées à être utilisées dans un contexte réglementaire ou d'évaluation de santé publique. Cependant, il ne faut pas écarter la possibilité d'effectuer des choix différents en fonction de la spécificité et particularité des contextes d'études.

Propositions pour l'estimation des expositions

La connaissance de la quantité de terre et de poussières ingérée est nécessaire pour calculer la dose d'exposition à laquelle est soumise la population concernée et notamment les enfants. Cependant, cette seule connaissance n'est plus suffisante aujourd'hui. Les substances chimiques sont présentes dans les sols sous des formes variables, dans des natures géologiques diverses favorisant ou non leur transformation, leur mobilité, etc. qui sont autant d'éléments conditionnant leur bioaccessibilité.

Le GT propose donc des valeurs et des raisonnements pour ces deux paramètres.

1. Quelles sont les valeurs de quantités de terre et de poussières ingérées proposées pour un enfant âgé de moins de 6 ans ?

A l'issue de l'analyse des connaissances disponibles, il ressort deux éléments forts. Le premier est que la distribution issue des travaux Stanek, à partir des résultats de l'étude conduite par Calabrese en 1997, a été considérée comme étant la plus solide en l'état actuel des connaissances. Cette distribution concerne les quantités de terre et de poussières ingérées dans le cadre d'une exposition chronique, puisque la réanalyse a introduit l'annualisation de ces quantités.

Le deuxième concerne les résultats de quantités de terre et poussières ingérées des autres études intégrées dans le bilan des connaissances. Elles ont été obtenues pour des durées d'exposition plus ponctuelles, permettant ainsi une application pour l'estimation d'expositions de courte durée.

Aussi, le GT propose des valeurs de quantités de terre et poussières ingérées pour ces deux types d'exposition. Il les inscrit dans une utilisation par différentes approches déterministe, probabiliste et possibiliste.

1. Quelles sont les propositions concernant l'estimation des expositions chroniques d'un enfant âgé de moins de 6 ans ?

A. Dans une approche déterministe

Il s'agit de faire le choix d'une valeur unique ou d'un encadrement d'une estimation par deux valeurs. Le principe est le suivant :

- on construit un ou plusieurs scénarios d'exposition décrivant les différentes circonstances d'exposition de la population d'étude ;

-à chaque variable utilisée dans le scénario, on affecte une valeur numérique : la moyenne, la médiane ou des valeurs particulières telles que des percentiles élevés.

Ainsi, les valeurs par défaut du modèle sont remplacées par des valeurs centrales (moyenne arithmétique ou géométrique, médiane) ou par des valeurs plus élevées. L'usage de ces valeurs permet de calculer une valeur de tendance centrale de l'exposition. Les percentiles élevés sont utilisés pour obtenir une estimation de l'exposition supérieure à la moyenne mais qui reste, sur la base de l'information disponible, à l'intérieur des valeurs possibles d'exposition. C'est l'exposition maximale que l'on peut s'attendre à rencontrer. Ces valeurs aboutissent à une estimation maximum raisonnable, plutôt conservatrice, de l'exposition.

Dans cette approche déterministe, il pourra être retenu un ou plusieurs descripteurs statistiques tels que la moyenne, la médiane ou un percentile de la distribution empirique de Stanek. L'utilisation de plusieurs descripteurs permet d'avoir plusieurs repères en termes de résultats. C'est une approche largement employée.

Bien que la différence entre les estimations maximale raisonnable et centrale de l'exposition fournisse un premier aperçu de sa variabilité, cette approche, dite déterministe, ne permet pas de quantifier l'incertitude autour de ces estimations.

B. Dans une approche probabiliste

L'analyse probabiliste des expositions fait appel aux distributions de probabilité pour représenter la variabilité et/ou l'incertitude des paramètres entrant dans le calcul de l'exposition et leur influence sur les variabilités des expositions estimées pour une population donnée.

L'analyse est dite probabiliste car les données d'entrée du modèle pour estimer les expositions sont obtenues par échantillonnage à partir de distributions de probabilité. Elle donne une description plus complète que ne le ferait un seul calcul déterministe en lui permettant d'apprécier la vraisemblance que l'exposition dépasse un seuil donné. Elle ne dicte donc aucun degré de conservatisme, mais nécessite cependant beaucoup plus de données que l'approche déterministe afin d'affecter aux paramètres d'entrée incertains une distribution de probabilité.

La distribution cumulée de l'ingestion de terre fournie dans le travail de Stanek et présentée dans le tableau 5 de ce rapport peut être utilisée dans une évaluation des expositions et des risques selon une approche probabiliste. Plusieurs méthodes peuvent être utilisées :

- **Utilisation directe de la distribution empirique proposée par Stanek**

Stanek propose d'assigner un identifiant à chaque valeur du tableau 5. Ensuite, une des valeurs est sélectionnée par tirage aléatoire simple. Cette procédure est répétée avec un

nombre d'itérations suffisamment grand pour reproduire fidèlement la distribution de probabilité. Les valeurs négatives posent cependant problème dans le sens où si expérimentalement, des artefacts ont conduit à obtenir ces valeurs négatives, en revanche, il n'est pas possible de les inclure dans un calcul car au final, on ne peut estimer des doses d'exposition ou des risques négatifs. Ces valeurs négatives d'ingestion de terre sont donc à exclure de cette procédure itérative.

- **Ajustement d'une distribution théorique à partir de la distribution proposée par Stanek**

Une autre manière d'utiliser cette distribution empirique cumulée est de lui ajuster une loi de distribution statistique théorique. Les figures 2 et 3 permettent de visualiser un ajustement réalisé par une distribution log-normale. La figure 2 décrit la distribution de densités de probabilité des données de quantité quotidienne annualisée d'ingestion de terre et poussières estimées par Stanek ; la figure 3 montre la fonction de distribution cumulée. Dans ces mêmes figures, la distribution log-normale ajustée est présentée (courbes en rouge).

Enfin, le tableau 13 donne une comparaison des distributions observée et ajustée.

Figure 2 : Distribution de densité de probabilité de l'ingestion de terre à long terme (annuelle) estimée dans l'étude de Stanek *et al.* (2001) et ajustée à une distribution log-normale

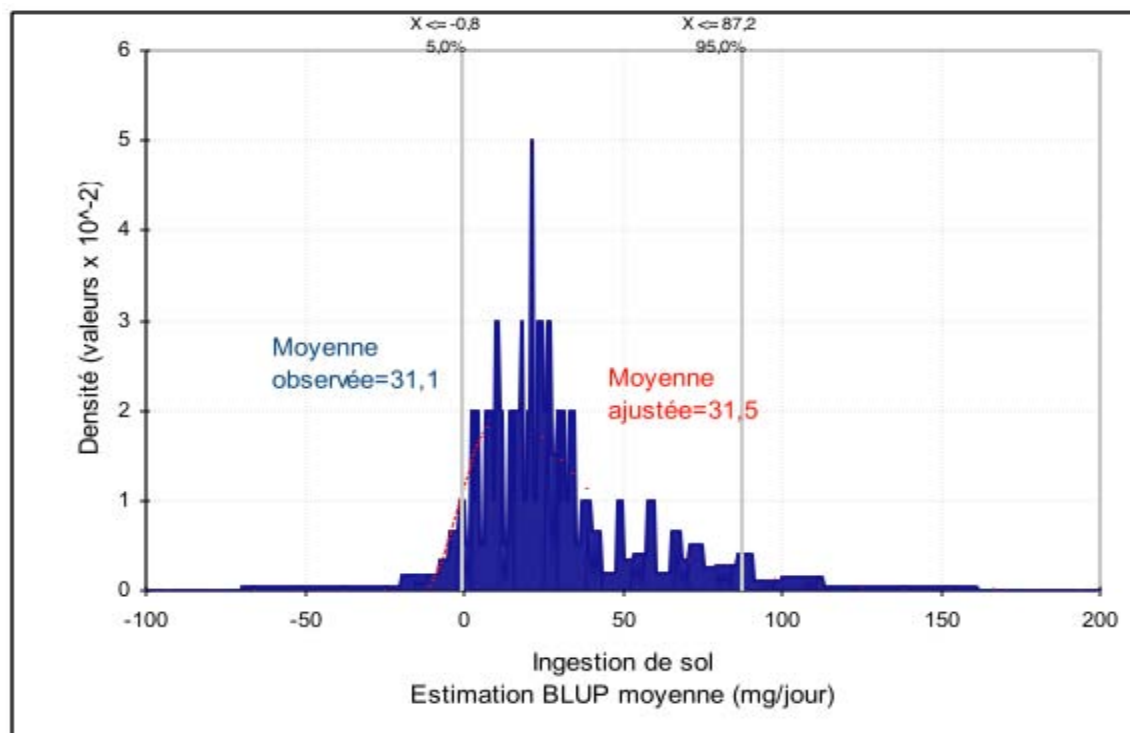


Figure 3 : Fonction de probabilité cumulée de l'ingestion de terre à long terme (annuelle) estimée dans l'étude de Stanek *et al.* (2001) et ajustée à une distribution log-normale

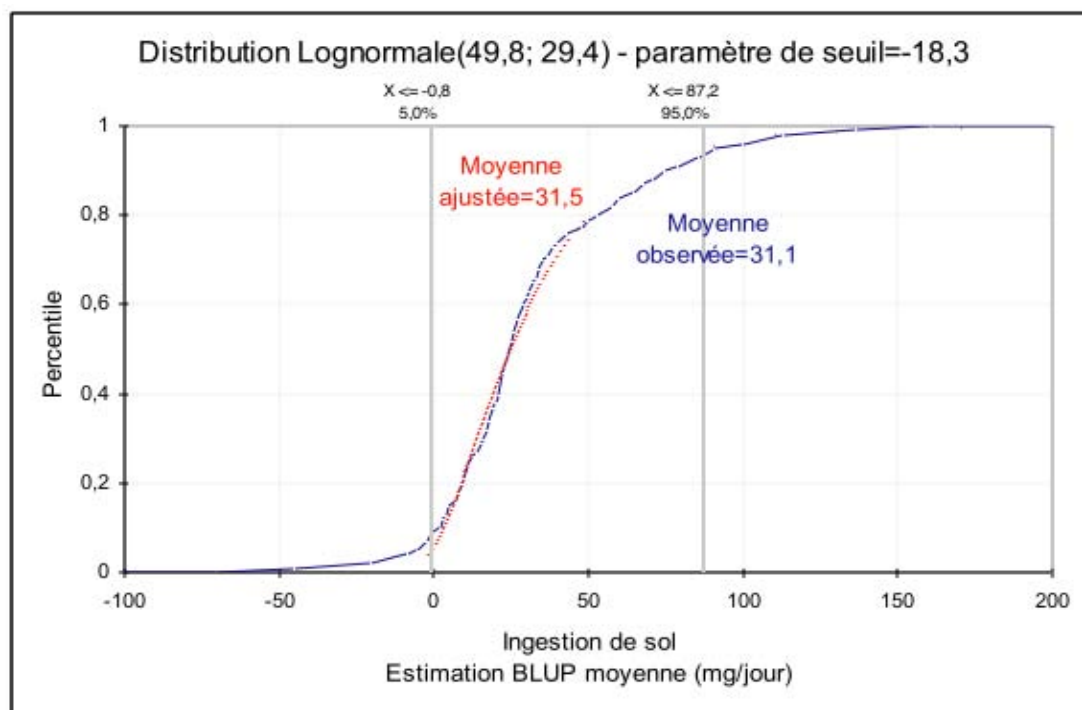


Tableau 13 : Ajustement de la distribution de l'ingestion de terre à long terme publiée dans Stanek *et al.* (2001) [34] et comparaison avec les données observées (données d'ingestion de terre exprimées en $\text{mg}\cdot\text{j}^{-1}$)

	Distribution empirique	Distribution ajustée (log normale)
Moyenne arithmétique	31,1	31,6
Ecart-type	31,8	29,4
Variance	1010,3	866,3
Coefficient d'asymétrie	1,0	2,0
Coefficient d'aplatissement	5,1	10,7
Minimum (P 0)	<-45	-18,3
Percentile 10	2,0	3,0
Percentile 20	9,0	8,8
Percentile 30	16,0	13,9
Percentile 40	21,0	19,1
Percentile 50	24,3	24,6
Percentile 60	29,0	31,0
Percentile 70	35,0	38,9
Percentile 80	53,0	49,7
Percentile 90	75,0	68,2
Percentile 95	91,0	87,2
Percentile 99	137,0	134,9
Maximum (P 100)	137,0	+ infini

- **Utilisation de cette distribution ajustée**

La distribution théorique ajustée à partir des données de Stanek de la quantité de terre ingérée est une distribution log-normale avec les paramètres suivants : moyenne 49,8 ; écart type 29,4 et paramètre d'échelle -18,3 (ref @risk). Les valeurs négatives d'ingestion de terre n'ont pas été exclues dans l'estimation de ces paramètres.

En revanche, lors de l'utilisation de cette distribution log-normale pour l'estimation des expositions, des valeurs négatives ne doivent pas être générées aléatoirement car c'est biologiquement invraisemblable ; elles ne peuvent résulter que d'un artefact expérimental. Il est donc nécessaire de borner les valeurs à générer de cette distribution à 0.

De même, à l'autre bout de la distribution, il n'est pas vraisemblable qu'un enfant ingère une quantité infinie de terre et poussières. Aussi, pour éviter que l'échantillonnage ne génère une valeur théorique extrêmement élevée, le GT a retenu la valeur maximale de 200 mg.j⁻¹ comme borne supérieure de la distribution. Cela permet, en analyse probabiliste, après un tirage de 10 000 itérations, de disposer d'une distribution qui respecte autant que faire se peut les percentiles élevés de la distribution de Stanek (tableau 14).

Pour tenir compte de l'incertitude, les écarts-types des percentiles de la distribution présentés dans le tableau 5 peuvent être utilisés.

Tableau 14 : Distribution de l'ingestion de terre générée aléatoirement à partir de la distribution log-normale ajustée aux données publiées dans Stanek 2001. Les valeurs générées aléatoirement sont bornées entre 0 et 200 mg/j.

Distribution bornée entre 0 et 200 mg/j	
Moyenne arithmétique	32,9
Ecart-type	27,4
Min	0,03
Percentile 2.5	1,70
Percentile 10	6,06
Percentile 20	11,2
Percentile 25	13,5
Percentile 30	15,8
Percentile 40	20,8
Percentile 50	26,2
Percentile 60	32,2
Percentile 70	39,7
Percentile 75	44,7
Percentile 80	50,5
Percentile 90	67,8
Percentile 95	86,6
Percentile 97.5	106
Percentile 99	132
Max	198

2. Quelles sont les propositions concernant l'estimation des expositions court-terme d'un enfant âgé de moins de 6 ans ?

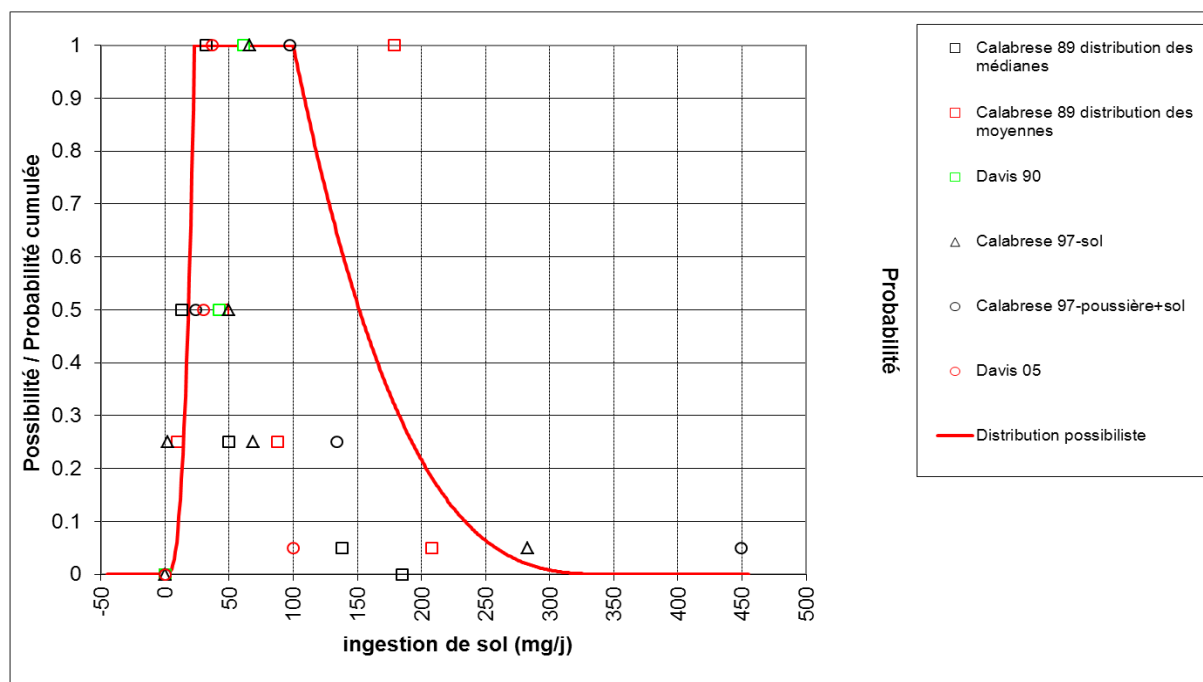
La distribution de Stanek, établie pour des expositions chroniques, fournit des valeurs d'ingestion de terre et de poussières qui correspondent à des moyennes annuelles. Or, il s'avère important et nécessaire de disposer de données pour des expositions de plus courte durée pour tenir compte de comportements plus ponctuels. Dans ces conditions, le GT propose des valeurs pour des durées d'exposition plus courtes allant de quelques jours à quelques semaines.

Cette proposition s'appuie sur les données de la littérature issues des études de Calabrese (1989 et 1997) et Davis (1990 et 2006) [23;27;29;38]. Elle s'appuie également sur la théorie des possibilités, présentée dans l'encadré 6, [68;69], qui permet d'exploiter quantitativement une information incomplète et imprécise sur une variable. La distribution de possibilité est proposée avec l'encadrement suivant :

- noyau : 23 – 100 mg/j
- support : 0 – 350 mg/j

Cette distribution tient compte des fortes valeurs d'ingestion observées. La figure 4 permet de visualiser le résultat. Pour une utilisation pratique des distributions de possibilité, le lecteur pourra également se rapporter à l'outil Excel Hyrisk téléchargeable à l'adresse suivante : <http://www2.brgm.fr/hyrisk/> [70;71].

Figure 4 : Distribution des valeurs d'ingestion de terre : moyennes et percentiles des études, distribution probabiliste de Stanek et distributions possibilistes construites



Encadré 6 : Présentation pédagogique de la théorie des possibilités

L'approche possibiliste permet de représenter un paramètre incertain par des intervalles emboîtés jugés plus ou moins vraisemblables. Supposons par exemple que l'on travaille avec un modèle qui fait intervenir la porosité du sol et qu'on ne connaît cette porosité que de manière imprécise. Un géologue, expert de la formation en question, pourrait nous dire :

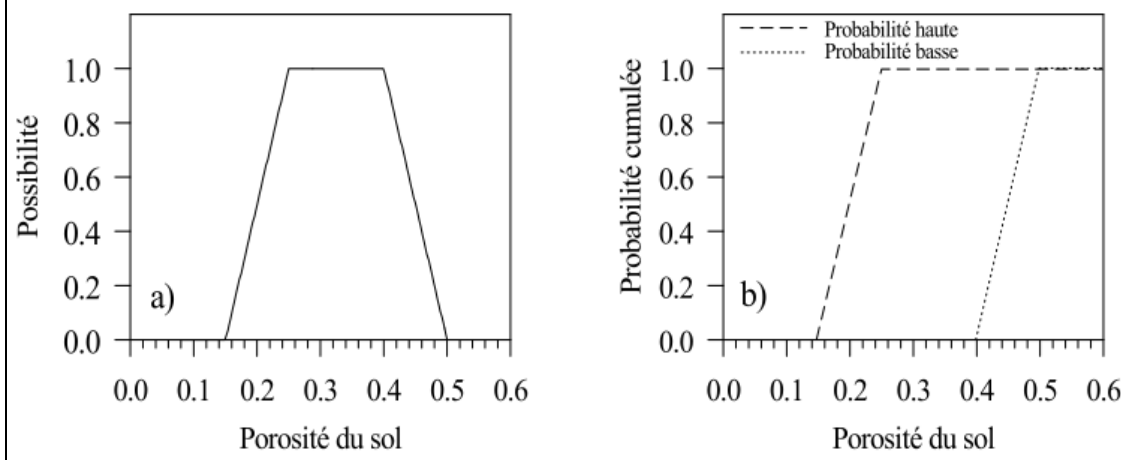
- « sur la base de ce que je connais de cette formation, j'estime que la porosité se situe vraisemblablement entre 25 et 40 % » ;
- « en tout état de cause, je considère que des valeurs inférieures à 15 % et supérieures à 50 % sont impossibles ».

Cet « avis d'expert » se traduit par la distribution de possibilité de la figure 5. Cette distribution associe un degré de vraisemblance (de possibilité) situé entre 0 et 1, à différents intervalles de valeurs de la porosité. Ainsi, l'intervalle jugé le plus vraisemblable (possibilité = 1) est attribué à l'intervalle de valeurs 0,25 – 0,4. Cet intervalle est appelé le « noyau » de la distribution. Les valeurs situées en dehors de l'intervalle 0,15 – 0,5 ont une vraisemblance de zéro (elles sont jugées « impossibles »). L'intervalle 0,15 – 0,5 est appelé le « support » de la distribution.

Il y a une correspondance directe entre la théorie des possibilités et celle des probabilités : la distribution de possibilité de la figure 5a représente la famille de distributions de probabilité de la figure 5b, c'est-à-dire toutes les distributions situées entre les distributions haute et basse [72].

Au final, selon la qualité et la densité des données disponibles pour chacun des paramètres, la variabilité des paramètres sera représentée en utilisant les distributions probabilistes (information riche) ou possibilistes (information pauvre).

Figure 5 : Distribution de possibilité correspondant à la porosité d'un sol (a) et famille de distributions de probabilité correspondante (b)



3. Quelles sont les conditions d'utilisation des valeurs de quantité de terre et poussières ingérées proposées ?

Deux éléments forts de ces propositions sont à mettre en avant pour utiliser cette distribution ou des valeurs ponctuelles issues de cette distribution dans un cadre approprié d'estimation des expositions humaines et des risques sanitaires.

- Le premier est que l'on est en présence d'une distribution annualisée des valeurs de quantités de terre et poussières ingérées. Aussi, elle ne peut s'appliquer que pour des durées d'exposition d'au moins un an car il est attendu une dose d'exposition sur l'ensemble de cette période. Elle ne convient pas pour une estimation sur des durées plus courtes car les valeurs dans le haut de la distribution peuvent être plus élevées sur une période courte.

- Le deuxième concerne le fait que les enfants inclus dans l'étude évoluent sur un site contaminé. Aussi, la transposition de ces valeurs à d'autres contextes d'étude est donc subordonnée à des hypothèses sur la similarité des habitudes de vie, sur les comportements en fonction des lieux de résidence, sur les traditions culturelles liée à la nationalité, sur les périodes saisonnières, etc. Dans le cas présent, les enfants inclus dans l'étude résidaient sur un sol contaminé ; ce qui a pu modifier leur comportement, notamment à travers une vigilance et des recommandations adaptées des parents. Si une éventuelle sous-estimation des résultats ne peut être écartée [29], l'analyse des données effectuées par le VITO (Flemish Institut of Technology and Development) semble tempérer cette hypothèse, surtout pour la moyenne ; les écarts sont un peu plus grands pour les percentiles 95 (encadré 7). Par ailleurs, rappelons que les résultats de quantité de terre ingérée recouvrent à la fois l'ingestion de terre et de poussières.

Il résulte de ces éléments que la distribution proposée :

- peut être utilisée dans tout type de situation où un sol est pollué, que la population ait connaissance ou non de la présence de la pollution ;
- pourrait conduire à surestimer l'exposition lorsque le site contaminé et les lieux d'exposition sont éloignés du domicile car les poussières ne pourront être impactées par la pollution du terre, hormis par l'apport par les chaussures par exemple, d'une personne revenant chez elle après avoir fréquenté un tel site ;
- pourrait aussi conduire à surestimer l'exposition dans le cas d'une analyse du seul milieu intérieur de l'habitat car les données proposées ne sont pas à même de différencier ce qui provient de la terre et ce qui provient des poussières.

Encadré 7 : la réanalyse du VITO

Une réanalyse intéressante a été récemment proposée par le centre flamand d'expertise pour l'environnement et la santé (VITO) [73]. Les auteurs ont réalisé une revue bibliographique approfondie concernant la quantification de l'ingestion de terre et de poussières sur la base de la méthode des traceurs et de la méthode « contacts main-bouche ». Leur rapport présente ainsi des valeurs pour les différents paramètres de la méthode « contacts main-bouche » (facteur d'adhérence main-terre, fréquence de portage main-bouche, surface de la main, surface de la main en contact avec la bouche, etc.). Ils proposent également une rétro-analyse d'études durant lesquelles des expositions ont été mesurées et modélisées. Il ressort que la méthode des traceurs est probablement la plus fiable.

L'organisme flamand a appliqué la méthode du Bootstrap sur l'ensemble des résultats des études princeps d'ingestion de terre. Leur méthode a consisté à retenir des données de la littérature (les moyennes ou les médianes des études) et d'en fournir une distribution suivant une loi Log Normale avec des descripteurs statistiques (moyenne et percentile 95). Pour chacun de ces descripteurs, les auteurs estiment l'incertitude sous la forme d'une distribution simulée (moyenne, écart type, médiane, percentile 95). Selon que les calculs pour la simulation des distributions partent de la moyenne ou de la médiane des études, les résultats obtenus sont les suivants :

En s'appuyant sur les valeurs médianes des études :

- l'incertitude sur la moyenne de la distribution des médianes des études est la suivante : moyenne géométrique (ou médiane) = 27 mg/j ; écart type = 6 mg/j ; percentile 95 = 37 mg/j ;
- l'incertitude sur le percentile 95 de la distribution des médianes des études est la suivante : moyenne = 38 mg/j ; écart type = 7 mg/j ; médiane = 37 mg/j ; percentile 95 = 50 mg/j.

En s'appuyant sur les valeurs moyennes des études :

- l'incertitude sur la moyenne de la distribution des médianes des études est la suivante : moyenne (ou médiane) = 63 mg/j ; écart type = 11 mg/j ; percentile 95 = 81 mg/j ;
- l'incertitude sur le percentile 95 de la distribution des médianes des études est la suivante : moyenne (ou médiane) = 97 mg/j ; écart type = 16 mg/j ; percentile 95 = 124 mg/j.

Les auteurs n'ont pas pu appliquer la méthode du Bootstrap en s'appuyant sur les valeurs des percentiles 95 des résultats issus des différentes études. En effet, seules deux études semblaient assez robustes pour être retenues, et l'incertitude dans ces deux études étaient élevées ; deux limites à la possibilité d'appliquer la méthode du bootstrap. En s'appuyant sur les deux données les plus valides, le percentile 95 moyen de ces deux études est de 195 mg/j.

Remarque 1 : l'incertitude représentée par les écarts entre les différentes moyennes estimées est plutôt faible révélant une certaine robustesse des résultats obtenus bien que les différents protocoles aient été établis de manière variée.

Remarque 2 : l'analyse par le VITO a également réalisé un ré-échantillonnage par la méthode du bootstrap aboutissant à une description statistique des valeurs d'ingestion de terre. Une valeur de 13 mg/j est proposée par le VITO pour la seule ingestion de poussières domestiques. Cette valeur est issue des données obtenues par l'approche contact main-bouche. Les auteurs émettent de nombreuses réserves sur la robustesse de cette valeur. C'est pour cela que le présent GT prend également ces réserves à son compte. Elle n'est donc donnée qu'à titre informatif.

2. Concernant la bioaccessibilité

Les propositions concernant la bioaccessibilité portent d'une part sur l'acquisition des données nécessaires et, d'autre part, sur leur mise en forme pour une utilisation appropriée.

1. Quelles sont les données appropriées qu'il est possible d'acquérir ?

L'état des connaissances rapporté dans la partie précédente a révélé les limites actuelles tant dans le nombre de substances dont la bioaccessibilité a été décrite que dans les modalités expérimentales de la mesure. Il a cependant fait émerger des paramètres influençant la bioaccessibilité pour l'Homme, par voie orale, de molécules toxiques présentes dans un sol. Il s'agit notamment de la nature de la substance et de sa spéciation, des caractéristiques du sol (texture, concentration en matière organique, pH, potentiel redox), de la physiologie humaine et de l'interaction avec la présence d'aliments dans l'estomac.

Ainsi, à côté des facteurs humains toujours difficiles à renseigner et prendre en compte, les autres éléments sont dans l'ensemble très dépendants de la nature du sol dans lequel se trouve le polluant, ce qui plaide pour la production de données spécifiques au site étudié dès lors que la bioaccessibilité est nécessaire à considérer.

Ainsi, pour un site donné, l'utilisateur doit se poser les questions suivantes :

- Quelles sont les substances concernées ?

En l'état actuel des connaissances, la bioaccessibilité ne peut s'appliquer que dans le cas des éléments traces.

- Faut-il réaliser une mesure spécifique au site ?

Aujourd'hui, au vu de l'étendue des valeurs mesurées pour un site donné (pour une même typologie de contamination, les résultats mentionnés précédemment montrent que la bioaccessibilité du plomb peut considérablement varier – tableau 9), il est difficile de recommander une gamme de valeurs de bioaccessibilité en fonction de l'historique de contamination. En effet, pour un historique donné, la spéciation de l'élément, qui conditionne fortement sa bioaccessibilité, peut être extrêmement variable. Par ailleurs, les valeurs mentionnées se réfèrent souvent à plusieurs tests qui diffèrent notamment par certains paramètres sensibles comme le pH de la phase gastrique, le temps de résidence de la matrice dans la phase considérée... Ainsi, même si en première approche, l'utilisateur peut se référer aux plages de valeurs, **il convient de privilégier, pour un site donné, la réalisation d'une campagne de mesures spécifiques, sauf si des données bibliographiques, obtenues dans des conditions proches, voire similaires à celles de l'étude, sont disponibles.**

A ce titre, dans leur étude comparative sur cinq méthodes de mesure de la bioaccessibilité (SBET, DIN, RIVM, SHIME et TIM), Oomen *et al.* (2002) [47] indiquent que la bioaccessibilité paraît dépendre du contaminant et du type de sol, ceci confirmant l'hypothèse qu'une approche spécifique à chaque site est requise.

- Quel est le test de mesure le plus approprié à utiliser ?

Un des critères de sélection du test de mesure est la validation de ce test par rapport aux mécanismes physiologiques de la digestion. Or, les méthodes de mesure ne sont pas suffisamment validées par des tests *in vivo* [47]. A ce jour, et à notre connaissance, **seule la représentativité du test BARGE a été démontrée par rapport aux mécanismes physiologiques de la digestion**, pour un panel large de polluants inorganiques (Pb, Cd, As et Sb). Notons que l'US-EPA a également édité un protocole, validé sur le plan physiologique, pour la caractérisation de la bioaccessibilité du plomb [74].

En revanche, les autres tests décrits dans la littérature présentent des limites : par exemple certains ne prennent pas en considération les variations des conditions physiologiques lors de la digestion. Pour d'autres tests, la validation est discutable, les auteurs n'ayant pas mené leurs propres expérimentations *in vivo*. De plus, des paramètres caractérisés par une valeur absolue (bioaccessibilité absolue) sont comparés à des paramètres caractérisés par une valeur relative (biodisponibilité relative) [50].

- Faut-il mesurer la bioaccessibilité dans les deux phases gastrique et intestinale ?

Oui, une fois le test choisi, il convient, le cas échéant, **de mesurer la bioaccessibilité en phase gastrique et en phase gastro-intestinale** (selon une méthode en batch). En fonction notamment de l'objectif de l'étude et du polluant considéré, on pourra effectuer un choix conservatoire pour la santé en retenant la valeur de bioaccessibilité la plus élevée des deux phases ou bien celle qui présente la meilleure corrélation avec la fraction biodisponible mesurée.

- Faut-il mesurer la bioaccessibilité en condition « à jeun » ou « en phase de digestion » ?

Pour les substances inorganiques, **les tests à jeun permettent d'avoir une estimation conservatoire de la bioaccessibilité** et doivent être privilégiés en première approche [47]. Donc les méthodes fondées sur des conditions dites « à jeun », avec un pH gastrique faible, représenteraient plutôt un scénario « pire cas », tandis que celles établies sur des conditions « non à jeun », avec un pH gastrique plus élevé, seraient plutôt représentatives d'un scénario « cas moyen ». Toutefois, il faut souligner qu'en introduisant des aliments au niveau de l'estomac, on introduit également des variables supplémentaires susceptibles d'influer sur les résultats. L'introduction d'aliments est un paramètre sensible des tests de mesure de la

bioaccessibilité. De ce fait, la quantité et la qualité des aliments, les différences de régime alimentaire entre les pays et les populations, engendrent nécessairement des incertitudes quant à la représentativité des tests réalisés selon un protocole « non à jeun ».

2. Sous quelles formes les données sont elles utilisables ?

La fraction bioaccessible peut être intégrée telle qu'elle est issue des expérimentations en laboratoire dans l'équation mathématique régissant le calcul de la dose journalière d'exposition, exprimée sous forme d'un pourcentage de polluant en capacité d'être en contact avec les récepteurs de la paroi stomacale et/ou digestive afin d'être absorbée. Ainsi intégrée dans l'équation, elle apporte un correctif au calcul de la dose d'exposition.

En revanche, la fraction biodisponible, qu'elle soit absolue ou relative (si la matrice est différente de celle de la VTR, ne peut être intégrée telle qu'elle dans l'équation mathématique régissant le calcul des risques sanitaires (voir chapitre suivant).

3. Quand la mesure de bioaccessibilité doit-elle être réalisée ?

L'utilisation de la bioaccessibilité est envisagée notamment dans les cas suivants :

- Pour affiner l'estimation de l'exposition à un polluant présent dans une terre polluée ;
- Dans le cadre de la gestion des sites et sols pollués, tel que défini par la circulaire du 8 février 2007 [75], dans la démarche « interprétation de l'état des milieux – IEM », dont le fondement est la comparaison de l'état des sols d'un environnement témoin et de l'environnement impacté. L'intégration de la bioaccessibilité permet de considérer au mieux les différences potentielles de spéciation et donc d'exposition, via l'ingestion de terre, aux contaminants entre les deux environnements, contrairement à la simple mesure de la concentration totale.

Remarque : Il est important de noter que dans la démarche « Plan de gestion » du dispositif Sites et sols pollués mis en place par le ministère en charge de l'écologie, lorsqu'il s'agit de réhabiliter ou de réaménager des sites historiquement pollués ou consécutifs à la mise à l'arrêt définitif d'une installation classée pour un changement d'usage, la bioaccessibilité n'a pas à être prise en compte.

- Dans le cadre de la recherche en responsabilité (post-accident) ou de la détermination de la part d'une pollution attribuable à une installation en fonctionnement sur une zone donnée (étude de zone).

Propositions pour l'étape de caractérisation des risques

Bien que dépassant quelque peu le cadre de son expertise, le GT a souhaité proposer des premiers éléments de réflexion concernant l'intégration de la notion de bioaccessibilité dans l'étape de caractérisation des risques.

Par exemple, concernant les effets non cancérogènes, la quantification des risques sanitaires repose sur le calcul du QD qui consiste à confronter, pour une substance donnée, la dose journalière d'exposition des individus (DJE) à la valeur toxicologique de référence (VTR) de cette substance. A l'heure actuelle, la comparaison se fait en calculant des doses d'exposition sur lesquelles l'hypothèse est faite que la quantité de substance en capacité de franchir les barrières biologiques de l'organisme – la biodisponibilité – est identique pour la matrice sol et pour la matrice utilisée dans l'expérimentation ayant conduit à la construction de la VTR, et quel que soit le type d'individu.

En d'autres termes, les doses de polluant provenant de l'exposition à la terre et aux poussières, et celles issues des expérimentations ayant conduit à l'élaboration de la VTR orale à partir de l'ingestion d'aliments ou d'eau (étude en population humaine ou expérimentations animales) sont donc directement comparées alors même qu'elles ne sont pas comparables d'emblée, les matrices étant différentes.

Les premiers éléments de réflexion permettent de proposer une série d'étapes structurant le raisonnement. Ces étapes ont pu être formulées en s'appuyant sur un temps préalable décrivant la partie théorique du calcul du quotient de danger intégrant la bioaccessibilité.

1. Calcul théorique

La matrice ingérée qui véhicule la substance toxique a une importance fondamentale dans la relation dose-effet ou dose-réponse de la substance étudiée. Il s'agit donc ici d'étudier le facteur correctif indispensable à mettre en œuvre dans le calcul de la dose d'exposition afin de tenir compte des variations de la relation dose-effet en fonction de la matrice étudiée.

L'utilisation de la biodisponibilité orale absolue en évaluation de risque imposerait que les VTR soient elles-mêmes construites à partir de doses absorbées (ou internes). Or ce n'est pas toujours le cas. En conséquence, l'utilisation de la notion de biodisponibilité absolue est actuellement impossible.

Néanmoins, il est envisageable d'utiliser un facteur de biodisponibilité relative (BD_{rel}). Ce facteur correctif (sans unité) permet de quantifier la différence de biodisponibilité d'une

substance entre une matrice « terre » et la matrice de référence (fondant la VTR) utilisée pour le calcul de risque :

$$BD_{rel} = \frac{BD_{Terre}}{BD_{VTR}} = \frac{BA_{Terre} \times fa_{Terre}}{BA_{VTR} \times fa_{VTR}} \quad [\text{Équation 5}]$$

Avec :

- BD_{rel} = facteur de biodisponibilité relative (sans unité)
- BD_{TERRE} = biodisponibilité absolue de la substance avec la matrice terre (sans unité)
- BD_{VTR} = biodisponibilité absolue de la substance avec la matrice de référence (fondant la VTR) (sans unité)
- BA_{TERRE} = bioaccessibilité absolue de la substance avec la matrice terre (sans unité)
- BA_{VTR} = bioaccessibilité absolue de la substance avec la matrice de référence (sans unité)
- fa_{TERRE} = fraction absorbée de la substance extraite de la matrice terre (sans unité)
- fa_{VTR} = fraction absorbée de la substance extraite de la matrice de référence (sans unité)

Le facteur de biodisponibilité relative pourrait donc être utilisé pour le calcul de la dose d'exposition ajustée ($DJE_{ajustée}$), qui correspond à l'exposition interne à la substance contenue dans le sol tenant compte de sa biodisponibilité dans la matrice utilisée pour élaborer la VTR et dans la terre étudiée. Cette $DJE_{ajustée}$ est ainsi directement comparable à la VTR disponible dans la littérature (qui est une dose externe).

$$DJE_{ajustée} = DJE \cdot BD_{rel} = \frac{DJE \cdot BD_{TERRE}}{BD_{VTR}} \quad [\text{Équation 6}]$$

ce qui est équivalent à :

$$DJE_{ajustée} = DJE \cdot \frac{BA_{TERRE} \cdot fa_{TERRE}}{BA_{VTR} \cdot fa_{VTR}} \quad [\text{Équation 7}]$$

Ainsi, deux alternatives sont possibles si l'on souhaite affiner l'hypothèse selon laquelle $BD_{relative} = 1$ et intégrer à l'équation 5 le calcul de ce paramètre :

- connaître les biodisponibilités absolues de l'élément dans le sol et la matrice de référence i utilisée dans les études toxicologiques de définition de la VTR (équation 5) ;

- connaître, en absolu ou relatif, les paramètres de bioaccessibilité et d'absorption de la substance [équation 6].

2. Cas du Cd et de l'As

L'Ineris a récemment conduit des travaux sur l'As et le Cd qui permettent de proposer un calcul de $BD_{relative}$ (Caboche, 2009). Il a en effet été démontré, pour l'As et le Cd, l'égalité des absorptions de chacun de ces éléments, qu'il soit issu du sol contaminé ou d'eau de boisson, matrices de référence pour l'établissement des VTR pour ces deux éléments. Il en résulte que la fraction absorbée de la substance extraite de la matrice terre (fa_{TERRE}) est égale la fraction absorbée de la substance extraite de la matrice de référence (fa_{VTR}).

On peut alors simplifier l'équation 6 de la manière suivante :

$$DJE_{ajustée} = DJE_x \frac{BA_{TERRE}}{BA_{VTR}} \quad \text{[Équation 8]}$$

Enfin, toujours pour l'arsenic et le cadmium, il a été démontré que les bioaccessibilités absolues en phase gastrique de ces éléments dans l'eau de boisson sont proches de 100 %, soit $BA_i = 1$ (Caboche, 2009). Ce résultat permet la nouvelle simplification :

$$DJE_{ajustée} = DJE_x BA_{TERRE} \quad \text{[Équation 9]}$$

Ainsi, dans le cas du Cd et de l'As, la mesure de la bioaccessibilité de ces éléments suffit à ajuster la dose journalière d'exposition.

3. Cas du Pb

La VTR du plomb établie par l'OMS a été calculée en tenant compte de toutes les sources de plomb (eau, air, alimentation) dans l'objectif de ne pas dépasser une plombémie de 50 µg/L chez l'enfant (concentration à laquelle aucun effet toxique n'a été observé). Son calcul a été réalisé sur la base des éléments suivants :

- l'absorption du plomb dans l'alimentation est de 20 à 80 % chez l'enfant selon son âge [76;77]. A titre indicatif elle est de 5 à 10 % chez l'adulte [78] ;
- la rétention du plomb dans l'organisme est de 30 %.

Une relation entre la dose administrée de plomb (essentiellement par voie alimentaire), l'augmentation de la plombémie, et les signes d'une déficience intellectuelle (baisse du QI) a ensuite été établie en vue de la fixation de la VTR.

Selon le RIVM [50], la biodisponibilité (absolue) du plomb dans la matrice de référence (celle de l'étude ayant servi à établir la VTR) peut donc être estimée à 40 % en moyenne (fraction absorbée = fraction biodisponible du fait d'une absence de métabolisation du plomb).

Ainsi, pour cet élément, le calcul de la dose d'exposition ajustée peut être fait selon l'équation 6, moyennant les hypothèses concernant la biodisponibilité et l'absorption du plomb. Ainsi, pour un enfant et en considérant la valeur maximale de l'absorption de 80 % ; on obtient :

$$DJE_{ajustée} = DJE \cdot \frac{BA_{TERRE} \cdot fa_{TERRE}}{BA_{VTR} \cdot fa_{VTR}} = DJE \cdot \frac{BA_{TERRE} \cdot 0,8}{0,4} = DJE \cdot 2 \cdot BA_{TERRE}$$

Remarque : Des travaux sont actuellement en cours en termes de toxicologie et de VTR du plomb, qu'il conviendra de considérer en tant que de besoin dans la démarche proposée dès leur parution tant dans l'équation que dans l'organigramme présentée en figure 6.

4. Proposition d'une démarche d'intégration de la biodisponibilité relative

En l'état actuel des connaissances, le facteur de biodisponibilité relative peut être utilisé dans certaines conditions décrites à travers la série d'étape ci-dessous. On notera que, dans l'étape de quantification des risques, l'acquisition d'une mesure de bioaccessibilité spécifique au site ne devient nécessaire qu'au terme du logigramme, lorsque les conditions expérimentales qui ont conduit à l'élaboration de la VTR ont été étudiées et qu'il est possible d'obtenir, soit des valeurs d'absorption absolue pour l'élément ingéré, soit des valeurs de bioaccessibilité (figure 6).

Lorsqu'il est décidé de recourir à la mesure de bioaccessibilité spécifique au site, alors le raisonnement à appliquer est le même que celui développé plus haut dans le paragraphe intitulé « Quelles sont les données appropriées qu'il est possible d'acquérir ? ».

- **Etape 1 : Identification *a priori* de la pertinence d'ajuster la dose journalière d'exposition**

Avant tout, il s'agit d'évaluer l'opportunité d'utiliser un facteur de biodisponibilité relative pour le polluant considéré. Les critères pour la prise en compte du facteur de biodisponibilité relative pourraient être les suivants :

- le site est susceptible d'accueillir des populations ou des activités générant un fort risque d'exposition directe au sol : les enfants (portage main-bouche fréquent), mais aussi les adultes ayant une activité les mettant en contact étroit avec le sol : jardinage, agriculture, travaux de terrassement, etc. ;
- les risques sanitaires (non cancérigènes) sont centrés sur quelques métaux et/ou métalloïdes.

Si les critères sont remplis, un facteur de biodisponibilité relative peut alors être recherché dans la littérature scientifique.

Si les métaux sur lesquels il est envisagé d'appliquer un facteur de bioaccessibilité sont l'arsenic, le cadmium ou le plomb alors le calcul de la $DJE_{\text{ajusté}}$ peut être fait selon les développements proposés ci-dessus, moyennant l'étape 3 du logigramme, repris ci-après. Dans les autres cas, il convient de réaliser avant toute mesure de bioaccessibilité une étude bibliographique concernant la disponibilité des données.

- **Etape 2 : Disponibilité des données bibliographiques**

Quatre cas peuvent se présenter à l'opérateur :

- des facteurs de biodisponibilité relative sont retrouvés dans la littérature et ces facteurs ont été obtenus pour des terres et des matrices de référence strictement similaires à celles de l'étude à laquelle l'opérateur est confronté. Dans ce cas, le facteur de biodisponibilité relative de la littérature peut être directement appliqué selon l'équation 5 et dans ce cas, la dose d'exposition est ajustée d'après la littérature ;
- des données concernant la biodisponibilité absolue de la substance considérée dans la matrice de référence ayant conduit à l'élaboration de la VTR sont disponibles. Dans ce cas, l'opérateur pourra proposer une valeur conservatoire de la DJE ajustée en prenant, par défaut un facteur d'absorption de la substance depuis le sol de 1 en appliquant l'équation 6, après avoir procédé à une mesure de la bioaccessibilité de l'élément dans la terre contaminée, selon l'étape 3 ;
- des données concernant l'absorption relative de la substance (entre des terres aux propriétés similaires à celles étudiées et la matrice de référence) et la bioaccessibilité absolue de la substance de la matrice de référence, ou des données relatives à la biodisponibilité de la substance à partir de la matrice de référence et l'absorption de la substance depuis une terre aux propriétés similaires à celles étudiées. Dans ce cas, l'opérateur pourra réaliser, moyennant l'étape 3, un calcul de la dose journalière d'exposition en appliquant le facteur de bioaccessibilité déterminé sur des échantillons prélevés sur le terrain ;
- aucune donnée n'est disponible, dans ce cas la dose d'exposition ne peut être ajustée par la bioaccessibilité.

- **Etape 3 : Acquisition de données de terrain**

Pour l'As, le Cd et le Pb ou pour tout autre traceur ayant fait l'objet d'une analyse préalable de la littérature selon l'étape 2, la dernière étape, avant le calcul de la DJE, est la mesure de la bioaccessibilité.

Encadré 8 : d'une démarche d'intégration de la biodisponibilité relative

$$DJE_{\text{ajustée}} = DJE_{\text{terre}} \cdot (BA_{\text{terre}} / BA_{\text{vtr}}) \cdot (fa_{\text{terre}} / fa_{\text{vtr}}) = DJE_{\text{terre}} \cdot BA_{\text{rel}} \cdot fa_{\text{rel}}$$

Sous l'hypothèse qu'une fois extraite de la matrice, la fraction absorbée d'une substance ne varie pas quelle que soit la matrice d'origine, alors $fa_{\text{terre}} = fa_{\text{vtr}}$ et $fa_{\text{rel}} = 1$, donc, à moins que des éléments puissent faire rejeter cette hypothèse et permettent d'attribuer une valeur numérique à fa_{terre} , fa_{vtr} ou fa_{rel} , on peut simplifier l'équation ainsi :

$$DJE_{\text{ajustée}} = DJE_{\text{terre}} \cdot BA_{\text{rel}} = DJE_{\text{terre}} \cdot (BA_{\text{terre}} / BA_{\text{vtr}})$$

A moins de disposer de données de littérature sur la valeur numérique de BA_{terre} qui soit directement applicable à la situation étudiée (même molécule, même spéciation, sol de caractéristiques physicochimiques identique : MO, pH, redox, âge de la pollution), ce qui est très rare, il faut faire procéder à une mesure de BA_{terre} spécifique au site étudié.

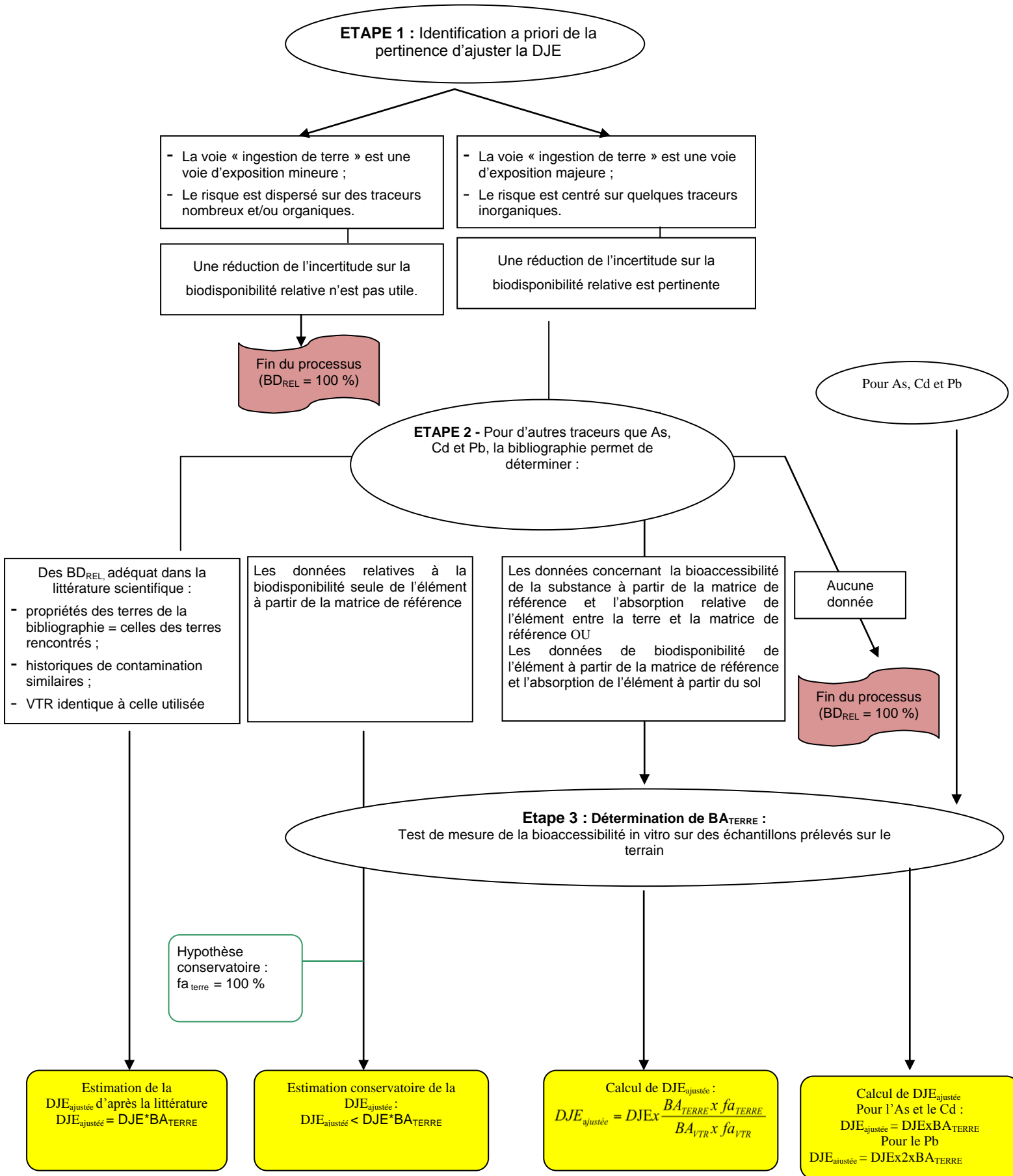


Figure 6 : Démarche d'intégration de la biodisponibilité relative

Quatrième partie

Conclusions et perspectives

Cette partie présente dans un premier temps les conclusions tirées par le GT de l'analyse des données disponibles dans la littérature. Ces conclusions jouent également le rôle de résumé. En effet, le GT souhaite que les praticiens à qui s'adresse ce document ne retiennent pas seulement les valeurs proposées mais également les arguments qui appuient ces propositions.

Cette partie dégage ensuite les voies de recherche qui servent de perspectives à cette organisation des connaissances.

Conclusions

Le chemin d'exposition impliquant l'ingestion directe de terre par les enfants mérite une attention particulière en raison de son influence parfois substantielle sur les résultats des estimations de doses d'agent dangereux ingérées et/ou de la quantification des risques sanitaires encourus par les enfants. En dehors de la concentration du polluant, la quantité de terre et de poussières ingérée et la bioaccessibilité des polluants présents dans ces vecteurs sont les deux paramètres influençant le plus les résultats des modèles de calcul de l'exposition et du risque. Les choix des valeurs numériques sont l'objet de controverses, car ils se veulent protecteurs pour la santé publique mais ne reflètent pas les connaissances publiées jusqu'à aujourd'hui. Le GT a souhaité analyser cette littérature pour être en mesure de proposer (i) une valeur ou une distribution des quantités de terre et de poussières ingérées par l'enfant (hors pica et géophagie) ; (ii) intégrer les connaissances sur la bioaccessibilité des polluants dans la terre et les poussières ingérées et (iii) identifier les perspectives à soutenir.

Au final, si l'expertise des connaissances disponibles a séparé les quantités de terre ingérée des fractions bioaccessibles, l'importance d'une considération combinée de ces deux paramètres a été mise en avant par ce travail.

1. Concernant la quantité de terre ingérée

Ce travail d'organisation des connaissances a permis d'atteindre les objectifs fixés.

Concernant la quantité de terre ingérée, le GT a retenu la distribution proposée par Stanek au sein de laquelle la médiane à 24 mg.j^{-1} et le percentile 95 à 91 mg.j^{-1} peuvent plus particulièrement être utilisés. Le GT a mis en avant l'intérêt de considérer une distribution de la quantité de terre ingérée dans une population d'enfants afin de pouvoir appréhender, lorsque cela s'avère nécessaire, l'incertitude au sein de cette population par l'utilisation des approches probabiliste et possibiliste.

« Ces données ne sont pas complètement satisfaisantes. En effet, aucune étude ne présentait toute la robustesse souhaitée. Les structures d'âges des enfants, les contextes d'obtention des données, les capacités d'identification des facteurs de confusion ou des facteurs influents sont autant de limites qui conduisent à discuter les résultats obtenus lors d'études de calcul d'exposition ou de risque sanitaire. Les choix proposés ne peuvent donc être considérés comme universels ni définitifs. Il est également possible de retenir d'autres données si le cadre de l'étude le requière ou si le contexte d'étude montre des spécificités et particularités locales tant sur l'âge des enfants, que sur leur condition d'exposition, la saison d'exposition, etc. Ainsi, en termes de gestion des sites et sols pollués, il est à souligner que

seule la démarche d'interprétation de l'état de milieux permet un ajustement à ces valeurs de quantité ingérée de sol plus faibles que celles classiquement retenues. En effet, dans la démarche Plan de gestion, tous les moyens appropriés doivent être mis en œuvre pour traiter les sources de pollution et dépolluer les milieux. »

2. Concernant la bioaccessibilité

L'analyse de la bioaccessibilité conduite par le GT a révélé la difficulté de considérer les données acquises aujourd'hui en raison de protocoles hétérogènes. Le GT a souhaité distinguer les propositions pour la seule estimation des expositions, de celles ayant trait à la phase de caractérisation du risque dans les EQRS. Le socle commun est que lorsqu'il est décidé de disposer de données de bioaccessibilité spécifique au site, le test BARGE (encadré 5) est à privilégier dans des conditions de mise en œuvre déterminée. Cette disposition n'est applicable à l'heure actuelle que pour les métaux ; ce n'est pas envisageable pour les substances organiques en l'état des connaissances actuelles. Il convient cependant de noter que la variabilité des résultats publiés ne facilite pas leur appropriation. Elle renforce la nécessité de disposer de mesures spécifiques au site à chaque fois que cela est jugé utile.

Ensuite, la manière d'intégrer les données de bioaccessibilité dans les calculs diffère selon l'objectif de l'étude. Dans les études d'exposition, la valeur choisie – issue de la littérature ou, au mieux, mesurée sur site – est directement introduite dans l'équation de calcul. Dans la quantification d'un risque, le GT propose une démarche qui prend en considération la biodisponibilité relative du polluant, et qui est résumée dans un logigramme d'application. En effet, dans ce cas il est nécessaire d'intégrer la notion de biodisponibilité relative, paramètre intervenant dès lors que l'on souhaite caractériser un risque sanitaire et donc utiliser une VTR. Le GT n'avait pas été dimensionné pour couvrir un tel champ d'expertise. Ces premiers éléments de réflexion et de structuration méritent donc d'être enrichis et éclairés par des travaux complémentaires.

Perspectives

Cette organisation des connaissances avait également pour objectif de dégager les voies de recherche pertinentes tant sur la quantité de terre ingérée que sur la bioaccessibilité et la biodisponibilité.

1. Concernant la quantité de terre ingérée

Le GT souhaite que soient générées des données françaises. En effet, l'analyse de la littérature a montré qu'il était difficile de transposer à une situation particulière des données produites dans un contexte différent, du fait notamment des habitudes de vie, des comportements en fonction des lieux de résidence et des traditions culturelles. Le GT souhaite que ces données permettent de renseigner les variations annuelles, saisonnières et géographiques mais également les différences en fonction de l'âge, surtout entre 2 et 6 ans. Il insiste aussi sur la nécessité d'appréhender les différences qui pourraient résulter du fait de résider sur un sol pollué ou non.

Les données publiées jusqu'à aujourd'hui ne permettent pas de distinguer et déterminer les parts respectives de l'exposition provenant de la terre en milieu extérieur et de la poussière en milieu intérieur. Or, en fonction des contextes d'exposition, notamment la saison et la nature de l'habitat, cette distinction ne peut être négligée. Elle est d'autant plus importante et attendue que les expositions dans les milieux intérieurs sont une des préoccupations actuelles.

Le GT n'a pas souhaité se prononcer sur les quantités de terre ingérées par des enfants ayant des comportements particuliers appelés pica et géophagie. Il considère cependant, qu'en ce domaine, les données disponibles sont rares et méritent d'être renforcées.

2. Concernant la bioaccessibilité

Le GT encourage la poursuite des travaux de laboratoire destinés à acquérir les données sur les polluants les plus fréquemment rencontrés sur les sites pollués. La validation des tests déjà au point et la comparaison de leurs résultats pour mieux appréhender les éventuelles différences obtenues par les différentes équipes, sont deux axes de première importance.

La connaissance sur les parts respectives contributives à l'exposition de la terre et des poussières incite aussi à orienter les travaux de laboratoire vers une analyse distincte de la bioaccessibilité dans ces deux milieux.

Concernant les polluants, les données sur les éléments métalliques sont à consolider tandis que d'importants efforts d'acquisition de données restent à fournir pour les composés

organiques. Le GT trouve intéressant d'organiser et de diffuser les données, disponibles et à venir, de manière à permettre l'usage d'approches probabiliste et possibiliste afin de mieux tenir compte de leur variabilité et de leur incertitude.

Il est connu qu'en fonction de l'âge les processus digestifs n'ont pas forcément la même maturité et donc les mêmes caractéristiques. Le GT pense qu'il serait opportun de travailler sur cet axe de recherche afin de générer des données qui puissent être ensuite utilisées dans les contextes appropriés.

3. Concernant la biodisponibilité

L'intégration de la bioaccessibilité dans les estimations des doses de polluants auxquelles sont exposées les populations via le sol conduit à s'interroger sur la comparabilité de ces résultats avec les VTR lorsque l'objectif est de quantifier un risque sanitaire.

Les effets sanitaires attendus en lien avec la VTR sont issus de l'ensemble du processus toxicocinétique comprenant la bioaccessibilité à partir de la matrice ingérée mais également la biodisponibilité, c'est-à-dire l'absorption (et d'éventuelles transformations métaboliques) parce que c'est tout ou partie de la quantité de substance qui atteint l'organe qui produit l'effet sanitaire. Dans ces conditions, la différence entre la matrice dans laquelle se trouve le polluant *in situ* et celle utilisée dans l'étude d'où est issue la VTR peut-elle modifier la dose de survenue d'un même effet ? La réponse à cette question passe par l'organisation d'une expertise complémentaire des données toxicocinétiques disponibles. Il conviendra de déterminer si le raisonnement est identique pour les VTR à seuil et les VTR sans seuil.

La connaissance de la bioaccessibilité et de la biodisponibilité s'inscrit aussi dans la dynamique de réponse sur la question de la pertinence de l'utilisation des biomarqueurs pour répondre aux interrogations de la population. Des parallèles sont proposés entre la connaissance des concentrations dans l'environnement, notamment les terres, et la mesure de marqueurs biologiques humains dans le sang ou l'urine. Les concentrations des biomarqueurs résultent notamment de l'absorption du polluant et du métabolisme qu'il subit. Une meilleure connaissance de la biodisponibilité et des données toxicocinétiques en général contribuera à rendre ces comparaisons plus justes et ainsi à consolider les fondements scientifiques des décisions de gestion du risque sanitaire d'origine environnementale.

Références bibliographiques

- [1] US EPA. Child specific exposure factors handbook (Interim report EPA-600-P-00-002B). Washington : US EPA ; 2002.
- [2] Sheppard SC, Evenden WG. Contaminant enrichment and properties of soil adhering to skin. *J Environ Qual* 1994;23(3):604-13.
- [3] Sheppard SC, Evenden WG. Systematic identification of analytical indicators to measure soil load on plants for safety assessment purposes. *Int J Environ Anal Chem* 1995;59(2-4):239-52.
- [4] Anderson RA, Colton T, Doull J, Marks JG, Smith RG, Bruce GM, *et al.* Designing a biological monitoring program to assess community exposure to chromium: conclusions of an expert panel. *J Toxicol Environ Health* 1993;40(4):555-83.
- [5] Dor F, Empereur-Bissonnet P, Zmirou D, Nedellec V, Haguenoer JM, Jongeneelen F, *et al.* Validation of Multimedia models assessing exposure to PAHs - The Solex study. *Risk Anal* 2003;23(5):1047-57.
- [6] Glorennec P, Ledrans M, Dor F, Rouil L, Pelinski P, *et al.* Dépistage du saturnisme infantile autour des sources industrielles de plomb. Analyse de la pertinence de la mise en oeuvre d'un dépistage : du diagnostic environnemental à l'estimation des expositions. Tome 1 [Internet]. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire; 2002. 72 p. [Consulté le 21/06/2012]. Disponible à partir de l'URL : http://opac.invs.sante.fr/index.php?lvl=notice_display&id=5890
- [7] Quenel P, Burgei E, Ledrans M, Dab W, Bard D, Legeas M, *et al.* Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact [Internet]. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire; 2000. 49 p. [Consulté le 21/06/2012]. Disponible à partir de l'URL : http://opac.invs.sante.fr/index.php?lvl=notice_display&id=5862
- [8] Casteel SW, Weis CP, Henningsen GM, Brattin WJ. Estimation of relative bioavailability of lead in soil and soil-like materials using young swine. *Environ Health Perspect* 2006;114(8):1162-71.
- [9] Basta N, Gradwohl R. Estimation of Cd, Pb and Zn Bioavailability in smeltercontaminated soils by a sequential extraction procedure. *J. Soil Contam* 2000;9(2):149-64.
- [10] Ruby MV, Davis A, Schoof R, Eberle S, Sellstone CM. Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test. *Environ Sci Technol* 1996;30(2):422-30.
- [11] Xue J, Zartarian V, Moya J, Freeman N, Beamer P, Black K, *et al.* A meta-analysis of children's hand-to-mouth frequency data for estimating nondietary ingestion exposure. *Risk Anal* 2007;27(2):411-20.
- [12] Kissel JC, Richter KY, Fenske RA. Factors affecting soil adherence to skin in handpress trials. *Bull Environ Contam Toxicol* 1996;56(5):722-8.
- [13] Kissel JC, Richter KY, Fenske RA. Field measurement of dermal soil loading attributable to various activities: implications for exposure assessment. *Risk Anal* 1996;16(1):115-25.
- [14] Kissel JC, Shirai JH, Richter KY, Fenske RA. Empirical investigation of hand-to-mouth transfer of soil. *Bull Environ Contam Toxicol* 1998;60(3):379-86.

- [15] Hawley JK. Assessment of health risk from exposure to contaminated soil. *Risk Anal* 1985;5(4):289-302.
- [16] Sheppard SC. Parameter values to model the soil ingestion pathway. *Environ Monit Assess* 1995;34(1):27-44.
- [17] Lepow ML, Bruckman L, Gillette M, Markowitz S, Robino R, Kapish J. Investigations into sources of lead in the environment of urban children. *Environ Res* 1975;10(3):415-26.
- [18] Davis A., Ruby MV, Bergstrom PD. Bioavailability of arsenic and lead in soils from the Butte, Montana, mining district. *Environment Sci Technol* 1992;26(3):461-8.
- [19] Rodriguez RR, Basta NT, Casteel SW, Pace LW. An in vitro gastrointestinal method to estimate bioavailable arsenic in contaminated soils and solid media. *Environment Sci Technol* 1999;33(4):642-9.
- [20] Ruby MV, Davis A, Houston Kempton J, Drexler JW, Bergstrom PD. Lead bioavailability: dissolution kinetics under simulated gastric conditions. *Environment Sci Technol* 1992; 26(6):1242-8.
- [21] Duggan MJ, Inskip MK, Rundle SA, Moorcroft JS. Lead in playground dust and on the hands of school children. *Sci Total Environ* 1985;44:65-79.
- [22] Sheppard SC, Evenden WG, Schwartz WJ. Ingested soil: bioavailability of sorbed lead, cadmium, cesium, iodine and mercury. *Journal Environ Qual* 1995; 24(3):498-505.
- [23] Davis S, Waller P, Bushbom P, Ballou J, White P. Quantitative estimates of soil ingestion in normal children between the ages of 2 and 7 years: population-based estimates using aluminium, silicon, and titanium as soil tracer elements. *Arch Environ Health* 1990;45(2):112-22.
- [24] Calabrese EJ, Stanek EJ. Soil ingestion estimation in children and adults: a dominant influence in site-specific risk assessment. *Environ Law Rep* 1998;28(11):10660-7.
- [25] AuYeung W, Canales RA, Leckie JO. The fraction of total hand surface area involved in young children's outdoor hand-to-object contacts. *Environ Res* 2008;108(3):294-9.
- [26] Clausing P, Brunekreef B, Van Wijnen JH. A method for estimating soil ingestion by children. *Int Arch Occup Environ Health* 1987;59(1):73-82.
- [27] Calabrese EJ, Barnes R, Stanek EJ 3rd., Pastides H, Gilbert CE, Veneman P, *et al.* How much soil do young children ingest: an epidemiologic study. *Regul Toxicol Pharmacol* 1989;10(2):123-37.
- [28] Binder S, Sokal D, Maughan D. Estimating soil ingestion: the use of tracer elements in estimating the amount of soil ingested by young children. *Arch Environ Health* 1986;41(6):341-5.
- [29] Calabrese EJ, Stanek EJ 3rd., Pekow P, Barnes RM. Soil ingestion estimates for children residing on a superfund site. *Ecotoxicol Environ Saf* 1997;36(3):258-68.
- [30] Van Wijnen JH, Clausing P, Brunekreef B. Estimated soil ingestion by children. *Environ Res* 1990;51:147-62.

- [31] Zartarian VG, Ferguson AC, Leckie JO. Quantified dermal activity data from a fourchild pilot field study. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 1997;7(4):543-52.
- [32] Feldman MD. Pica : current perspectives. *Psychosomatics* 1986;27(7):519-23.
- [33] Stanek EJ 3rd., Calabrese EJ, Zorn M. Soil ingestion distributions for monte carlo risk assessment in children. *Hum and Ecol Risk Assess* 2001;7(2):357-68.
- [34] Stanek EJ, Calabrese EJ, Zorn M. Biasing factors for simple soil ingestion estimates in mass balance studies of soil ingestion. *Hum and Ecol Risk Assess* 2001;7(2):329-55.
- [35] Stanek EJ, Calabrese EJ. Response to the letter to the editor. *Risk Anal* 2006;26(4):865.
- [36] Stifelman M. Letter to the editor. *Risk Anal* 2006;26(4):863.
- [37] US EPA. Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities (EPA520-R-05-006). Washington : US EPA; 2006.
- [38] Davis S, Mirick DK. Soil ingestion in children and adults in the same family. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2006;16:63-75.
- [39] James HM, Hilburn ME, Blair JA. Effects of meals and meal times on uptake of lead from the gastrointestinal tract in humans. *Hum Toxicol* 1985;4(4):401-7.
- [40] Maddaloni M, Lolocono N, Manton W, Blum C Drexler J, Graziano J. Bioavailability of soil borne lead in adults by stable isotopic dilution. *Environ Health Perspect* 1998;106(suppl.6):1589-94.
- [41] Freeman GB, Johnson JD, Killinger JM, Liao SC, Feder PI, Davis A.O., *et al.* Relative Bioavailability of lead from Mining waste soil in Rats. *Fund Appl Toxicol* 1992;19(3):388-98.
- [42] Rumney CJ, Rowland IR. In vivo and In vitro Models of the Human Colonic Flora. *Crit Rev Food Sci Nutr* 1992;31(4):299-331.
- [43] International Organization for Standardization. Standard ISO/DIS 17924-1. Soil quality assessment of human exposure from ingestion of soil and soil material. Part 1: Guidance on the application and selection of physiologically based extraction methods for estimation of the human bioaccessibility/bioavailability of metals in soil. Genève : ISO; 2007.
- [44] Denys S, Caboche J, Tack K, Delalain P. Bioaccessibility, solid phase distribution and speciation of Sb in soils and in digestive fluids. *Chemosphere* 2008;74:711-6.
- [45] Cave MR, Wragg J, Palumbo B, Klinck BA. Arsenic bioaccessibility in UK soils. Environment Agency report (Project Record); 2002.
- [46] Cave MR, Wragg J, Palumbo B, Klinck BA. Arsenic Bioaccessibility in UK soils. Environment Agency report (Technical Report); 2002.
- [47] Oomen AG, Hack A, Minekus M, Zeijdner E, Cornelis C, Schoeters G, *et al.* Comparison of Five In Vitro Digestion Models To Study the Bioaccessibility of Soil Contaminant. *Environ Sci Technol* 2002;36:3326-34.
- [48] Environment Agency (UK). In-Vitro Methods for the Measurement of the Oral Bioaccessibility of Selected Metals and Metalloids in Soils: a Critical Review. Environment Agency; 2003.

[49] Denys S, Caboche J, Tack K, Delalain P. Bioaccessibility of lead in high carbonate soils. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng* 2007;42(9):1331-9. 2007.

[50] Oomen A, Brandon EFA, Swartjes FA, Sips AJAM. How can information on oral bioavailability improve human health risk assessment for lead-contaminated soils? (Report 711701042/2006). Bilthoven : RIVM; 2006. 108 p.

[51] Bosso ST, Enzweiler J. Bioaccessible lead in soils slag, and mine wastes from an abandoned mining district in Brazil. *Environ Geochem Health* 2007;30(3):219-29. 2007.

[52] US EPA. Estimation of relative bioavailability of lead in soil and soil-like materials using in vivo and in vitro methods (Report n°: OSWER 9285.7-77). Washington, DC : US EPA; 2004.

[53] Marschner B, Welge P, Hack A, Wittsiepe J, Wilhelm M. Comparison of soil Pb in vitro bioaccessibility and in vivo bioavailability with Pb pools from a sequential Soil Extraction. *Environ Sci Technol* 2006;40(8):2812-8.

[54] Basta NT, Foster JN, Dayton EA, Rodriguez RR, Casteel SW. The effect of dosing vehicle on arsenic bioaccessibility in smelter-contaminated soils. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng* 2007;42(9):1275-81.

[55] Sarkar D, Quazi S, Makris KC, Datta R, Khairom A. Arsenic bioaccessibility in a soil amended with drinking-water treatment residuals in the presence of phosphorus fertilizer. *Arch Environ Contam Toxicol* 2007;53(3):329-36.

[56] Poushat P, Zagury GJ. In vitro gastrointestinal Bioavailability of Arsenic in soils collected near CCA-treated utility poles. *Environ Sci Technol* 2006;40(13):4317-23.

[57] Palumboe-Roe B, Klinck B. Bioaccessibility of arsenic in mine waste-contaminated soils: a case study from an abandoned arsenic mine in SW England (UK). *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*. 2007 Jul 15;42(9):1251-61.

[58] Juhasz AL, Smith E, Weber J, Rees M, Rofe A, Kuchel T, *et al.* Comparison of in vivo and in vitro methodologies for the assessment of arsenic bioavailability in contaminated soils. *Chemosphere* 2007;69(6):961-6.

[59] Schroder JL, Basta NT, Si J, Casteel SW, Evans T, Payton M. In vitro gastrointestinal method to estimate relative bioavailable cadmium in contaminated soil. *Environ Sci Technol* 2003;37(7):1365-70.

[60] Turner A, Simmonds L. Elemental concentrations and metal bioaccessibility in UK household dust. *Sci Total Environ* 2006;371(1-3):74-81.

[61] Turner A, Ip KH. Bioaccessibility of metals in dust from the indoor environment: Application of a physiologically based extraction test. *Environ Sci Technol* 2007;41(22):7851-6.

[62] Rasmussen PE. Can Metal Concentrations in indoor Dust be Predicted from Soil Geochemistry? *Can J Anal Sci Spectrosc* 2004;49(3):166-74.

- [63] Rasmussen PE, Beauchemin S, Nugent M, Dugandzic R, Lanouette M, Chenier M. Influence of matrix composition on the bioaccessibility of copper, zinc, and nickel in urban residential dust and soil. *Hum Ecol Risk Assess* 2008;14(2):351-71.
- [64] Oliver DP, McLaughlin MJ, Naidu R, Smith LH, Maynard EJ, Calder IC. Measuring Pb bioavailability from household dusts using an in vitro model. *Environ Sci Technol* 1999;33(24):4434-9.
- [65] Yu CH, Yiin LM, Lioy PJ. The bioaccessibility of lead (Pb) from vacuumed house dust on carpets in urban residences. *Risk Anal* 2006;26(1):125-34.
- [66] Rieuwerts JS, Searle P, Buck R. Bioaccessible arsenic in the home environment in southwest England. *Sci Total Environ* 2006;371(1-3):89-98.
- [67] Caboche J, Denys S, Tack K, Feidt C. Bioaccessibility and speciation of As and Pb in soils contaminated by two distinct anthropic activities. *ConSoil* 2008, 3-6 June 2008 Milan.
- [68] Dubois D, Prade H. Possibility theory : An Approach to Computerized Processing of Uncertainty. New York : Plenum Press; 1988. 263 p.
- [69] Zadeh LH. Fuzzy sets as a basis for a theory of possibility. *Fuzzy Set Syst* 1978;1:3-28.
- [70] Baudrit C, Guyonnet D, Dubois D. Post-processing the hybrid approach for addressing uncertainty in risk assessments. *J Environ Eng* 2005;131(12):1750-4.
- [71] Guyonnet D, Dubois D, Bourguine B, Fargier H, Côme B, Chilès JP. Hybrid method for addressing uncertainty in risk assessments. *J Environ Eng* 2003;129:68-78.
- [72] Dubois D, Prade H. When upper probabilities are possibility measures. *Fuzzy Set Syst* 1992; 49:74-95.
- [73] Van Holderbeke M, Cornelis C, Bierkens J, Torfs R. Review of the soil ingestion pathway in human exposure assessment - Final Report. VITO;2008. 195 p.
- [74] US EPA. Standard Operating Procedure for an in vitro bioaccessibility assay for lead in soil (Report n°.: EPA 9200). Washington : US EPA; 2008.
- [75] Ministère en charge de l'environnement. Circulaire BPSPR/2008-1/DG du 11 janvier 2008 relative aux Installations classées - Prévention de la pollution des sols – Gestion des sols pollués - Dispositif d'accompagnement des textes du 8 février 2007. [Consulté le 20/06/2012]. Disponible à partir de l'URL : <http://www.developpementdurable.gouv.fr/Circulaire-BPSPR-2008-1-DG-du-11.html>
- [76] DeMichele SJ. Nutrition of lead. *Comp Biochem Physiol A Comp Physiol* 1984;78(3):401-8.
- [77] Ziegler EE, Edwards BB, Jensen RL, Mahaffey KR, Fomon SJ. Absorption and retention of lead by infants. *Pediatr Res* 1978;12(1):29-34.
- [78] Hursh JB, Suomela J. Absorption of lead-212 from the gastrointestinal tract of man (Report n°.: UCRL-18140.). *Energy Comm*; 1968.
- [79] Jacquet A. Quantité de sol ingéré recommandée pour un enfant : un choix trop conservateur ? [Thèse de Doctorat en Pharmacie] Paris : Université Paris V René Descartes ; 2007.

Annexes

Tableau 14 : Recommandations des agences nationales en matière de quantité de terre ingérée (moyenne en mg/j), en fonction de l'âge des enfants (tiré de la thèse d'A. Jaquet [79])

A : enfants âgés de 0 à 6 ans

Pays	Agence	Année	Age						
			0-0,5	0,5-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6
Canada	Santé Canada	1994	35	50	50	50	50	50	35
	INSPQ	2002	20	150	150	150	150	150	35
Australie	enHEALTH	2002			10	10	10	10	50
Pays-Bas	RIVM		100	100	100	100	100	100	100
USA	US EPA	2002	100	100	100	100	100	100	100
	US EPA	2001	NA	NA	30	30	24	24	24

B : enfants âgés de 6 à 19 ans

Pays	Agence	Année	age				
			6-7	7-10	10-12	12-16	16-19
Canada	Santé Canada	1994	35	35	35	20	20
	INSPQ	2002	35	35	35	20	20
Australie	enHEALTH	2002	50	50	50	50	50
Pays Bas	RIVM		NA	NA	NA	NA	NA
USA	US EPA	2002	NA	NA	NA	NA	NA
	US EPA	2001	100	100	NA	NA	NA

Tableau 15 : Valeurs de quantité de terre ingérée par défaut dans les modèles (tiré de la thèse d'A. Jaquet [79])

Modèles	Origine	Année	Quantité de terre ingérée (mg/j)	Age	Fréquence d'exposition (jours)
CaITOX	USA	1994	64	0-6 ans	
HESP	Pays-Bas	1995	150	4 ans	Eté/hiver
RBCA	USA	1998	200	0-6 ans	350 jrs/an
Csoil	Pays-Bas	2001	100	0-6 ans	365 jrs/an
UMS	Allemagne	1993	123	1-3 ans	180 jrs/an
			74	4-8 ans	180 jrs/an
			100	0-1 ans	180 jrs/an
CLEA	Angleterre	2001	100	1-16 ans	365 jrs/an
AERIS	Canada	1993	200	0-6 ans	été
TRIM	USA	2005	100	0-6 ans	
HHRAP	USA	1999	200	0-6 ans	350 jrs/an
MPE	USA	1998	100	0-6 ans	350 jrs/an

Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants

État des connaissances et propositions

La question de la quantité de sol et poussières ingérée par un enfant est souvent centrale dans les évaluations d'exposition et de risques sanitaires menées dans le cadre de pollutions de sol. Dans une optique de précaution, les valeurs retenues sont souvent élevées. Or, la confrontation des estimations calculées des doses d'exposition des polluants avec des mesures de biomarqueurs indiquent des discordances conséquentes dans lesquelles les doses issues de la quantité de terre ingérée jouent un rôle important. Parmi les paramètres associés, la bioaccessibilité et biodisponibilité des polluants dans les sols sont également souvent citées dans les limites des études. La combinaison de ces deux paramètres était donc indispensable à traiter.

Dans ces conditions, l'Institut de veille sanitaire (InVS) et l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris) ont pris l'initiative, en 2007, de mettre en place un groupe de travail (GT) afin d'apporter les clarifications et analyses nécessaires autour de cette variable humaine d'exposition à travers un rapport faisant état des connaissances actuelles et des propositions d'utilisation des données en matière d'exposition et d'évaluation des risques sanitaires. Constitué en assurant une complémentarité des expertises nécessaires ce groupe de travail a souhaité rédiger un rapport original opérationnel réalisant d'une part l'état des connaissances sous forme d'un questionnement retraçant les interrogations les plus courantes et d'autre part en faisant des propositions de valeurs ponctuelles et de distributions pour des utilisations déterministes et probabilistes dans les études d'exposition et d'évaluation des risques sanitaires. Enfin des perspectives mettent en avant la nécessité de disposer de données de quantité de terre ingérée au niveau français et d'enrichir les bases de données de bioaccessibilité et biodisponibilité.

Mots clés : terre, poussière, ingestion, enfant, exposition, bioaccessibilité, biodisponibilité

Amounts of soil and dust ingested by a child under 6 years old and bioaccessibility of contaminants

State of knowledge and proposals

The question of the amount of soil and dust ingested by a child is often a key issue in terms of exposure and health risk assessments carried out in the context of soil pollution. From a precautionary perspective, the values retained are often high. However, the comparison between the derived estimates of exposure doses of pollutants with biomarkers measurements indicates substantial discrepancies in which the doses from the amount of soil ingested play a key role. Among associated parameters, bioaccessibility and bioavailability of pollutants in soils are also often mentioned as limitations in studies. The combination of these two parameters was therefore essential to discuss.

Under these conditions, the French institute for public health surveillance (InVS) and the French National Institute for Industrial Environment and Risks (Ineris) initiated the setting up of a working group (WG) in 2007 to provide necessary clarifications and analyzes around this human exposure variable through a report on the current knowledge and proposed use of data on exposure and health risk assessments. Constituted while providing complementary types of expertise, the working group wished to produce an original operational report which would, on one hand, state the knowledge in the form of questions on the most common issues and, on the other hand, by making proposals of single point values and distributions to be used in deterministic and probabilistic exposure studies and health risk assessments. Finally, some perspectives emphasize the need to have data on the quantity of ingested soil in France and to enrich bioaccessibility and bioavailability databases.

Citation suggérée :

Dor F, Denys S. et les membres du GT. Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants. État des connaissances et propositions. Saint-Maurice (Fra) : Institut de veille sanitaire, septembre 2012, 83 p. Disponible sur : www.invs.sante.fr