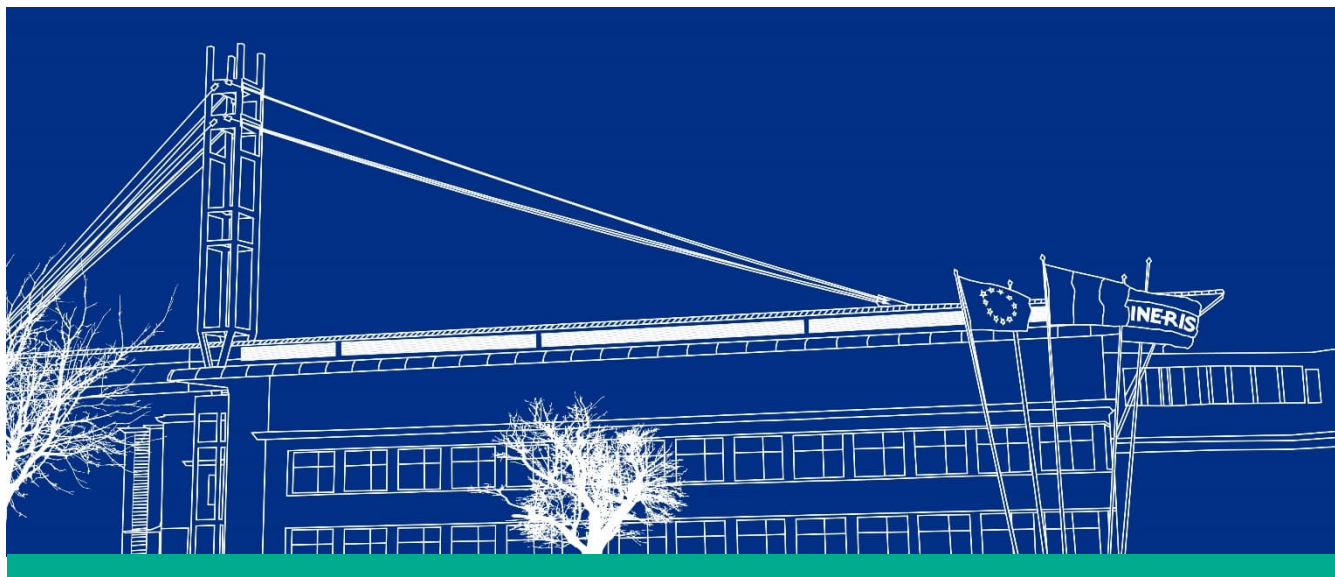




(ID Modèle = 454913)

Ineris - 227089 - 2804834 - v1.0

30/04/2026

Paramètre d'exposition des calculs de risques sanitaires

Etat des lieux sur les quantités de sol ingérées

PRÉAMBULE

Le présent document a été réalisé au titre de la mission d'appui aux pouvoirs publics confiée à l'Ineris, en vertu des dispositions de l'article R131-36 du Code de l'environnement.

La responsabilité de l'Ineris ne peut pas être engagée, directement ou indirectement, du fait d'inexactitudes, d'omissions ou d'erreurs ou tous faits équivalents relatifs aux informations utilisées.

L'exactitude de ce document doit être appréciée en fonction des connaissances disponibles et objectives et, le cas échéant, de la réglementation en vigueur à la date d'établissement du document. Par conséquent, l'Ineris ne peut pas être tenu responsable en raison de l'évolution de ces éléments postérieurement à cette date. La mission ne comporte aucune obligation pour l'Ineris d'actualiser ce document après cette date.

Au vu de ses missions qui lui incombent, l'Ineris, n'est pas décideur. Les avis, recommandations, préconisations ou équivalent qui seraient proposés par l'Ineris dans le cadre des missions qui lui sont confiées, ont uniquement pour objectif de conseiller le décideur dans sa prise de décision. Par conséquent, la responsabilité de l'Ineris ne peut pas se substituer à celle du décideur qui est donc notamment seul responsable des interprétations qu'il pourrait réaliser sur la base de ce document. Tout destinataire du document utilisera les résultats qui y sont inclus intégralement ou sinon de manière objective. L'utilisation du document sous forme d'extraits ou de notes de synthèse s'effectuera également sous la seule et entière responsabilité de ce destinataire. Il en est de même pour toute autre modification qui y serait apportée. L'Ineris dégage également toute responsabilité pour chaque utilisation du document en dehors de l'objet de la mission.

Nom de la Direction en charge du rapport : DIRECTION SITES ET TERRITOIRES

Rédaction : GUERIN Sabine, NABYL-CAILLOU Enza

Vérification : LETHIELLEUX LAURENCE; BONNARD ROSELINE

Approbation : DUPLANTIER STEPHANE - le 30/04/2026

Table des matières

1	Introduction	10
2	Définitions et schéma de transfert	11
2.1	Définitions	11
2.2	Différents types d'étude	13
3	Articles « clés » retenus par les agences ou institutions	14
3.1	Méthode des traceurs	14
3.1.1	Etudes expérimentales et ensemble de données	15
3.1.2	Réanalyses des études initiales	18
3.1.3	Limites des études reposant sur l'utilisation des traceurs	20
3.1.4	Bilan et tableaux récapitulatifs	21
3.2	Méthode par comparaison avec un modèle biocinétique	25
3.2.1	Hogan <i>et al.</i> (1998) - Integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children: empirical comparisons with epidemiologic data	25
3.2.2	Von Lindern <i>et al.</i> (von Lindern <i>et al.</i> , 2016) - Estimating Children's Soil/Dust Ingestion Rates through Retrospective Analyses of Blood Lead Biomonitoring from the Bunker Hill Superfund Site in Idaho	26
3.2.3	Limites des études reposant sur des modèles biocinétiques	27
3.3	Méthode des profils d'activités	28
3.3.1	Özkaynak <i>et al.</i> (Özkaynak <i>et al.</i> , 2011) - Modeled Estimates of Soil and Dust Ingestion Rates for Children	29
3.3.2	Wilson <i>et al.</i> (Wilson <i>et al.</i> , 2013) - Revisiting dust and soil ingestion rates based on hand-to-mouth transfer	29
3.3.3	Özkaynak <i>et al.</i> (Özkaynak <i>et al.</i> , 2022) - Model based prediction of age-specific soil and dust ingestion rates for children	30
3.3.4	Hubbard <i>et al.</i> (Hubbard <i>et al.</i> , 2022) - Model-based predictions of soil and dust ingestion rates for U.S. adults using the stochastic human exposure and dose simulation soil and dust model	31
3.3.5	Limites des études reposant sur les profils d'activité	33
3.4	Nouvelles méthodologies et méta-analyses	34
3.4.1	Stanek, Calabrese et Xu (2012) - Meta-Analysis of Mass-Balance Studies of Soil Ingestion in Children	34
3.4.2	Moya et Phillips (Moya et Phillips, 2014) - A review of soil and dust ingestion studies for children	34
3.4.3	Özkaynak <i>et al.</i> (Özkaynak <i>et al.</i> , 2023) - Advancing methodologies used in trace element-based mass balance studies to separately estimate soil and dust ingestion rates for children	35
3.4.4	Cohen <i>et al.</i> (2024) - Meta-analysis of soil and dust ingestion studies	36
4	Valeurs retenues par des agences ou instituts	40
4.1	Introduction	40
4.2	Valeurs françaises	40
4.2.1	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques – Ineris (2012, 2017)	40
4.2.2	Haute Autorité de Santé - HAS (2020)	43
4.2.3	Haut Conseil de la Santé Publique – HCSP (2014, 2021, 2022)	44
4.3	Valeurs à l'international	45
4.3.1	U.S. Environmental Protection Agency - US EPA (1989, 1997, 2006, 2008, 2009, 2011, 2017)	45

4.3.2	Agency for Toxic Substances and Disease Registry – ATSDR (1992, 2005, 2018).....	52
4.3.3	Santé Canada (2019, 2023)	53
4.3.4	Flemish Institute for Technological Research – VITO (2008).....	54
4.3.5	VITO pour S-Risk en Wallonie et Flandre (2019, 2022).....	55
4.3.6	Naturvårdsverket - Swedish Environmental Protection Agency (1996, 2006)	56
4.3.7	United Kingdom Environment Agency (2009)	57
4.3.8	National Institute of Public Health and the Environment - RIVM (2001, 2020)	57
4.3.9	New Zealand Ministry for the Environment (1992, 1997, 2011)	58
4.3.10	Environmental Health Standing Committee (2012).....	59
4.4	Synthèse des valeurs retenues par les agences ou institutions européennes, nord-américaines et océaniques.....	60
5	Rappel des valeurs proposées par l'Ineris en 2017	65
6	Conclusions et perspectives.....	66
7	Références	67
8	Annexe.....	73

Liste des figures

Figure 1 : Différences entre poussières et particules de sol en extérieur selon l'Ineris et l'U.S. EPA..	11
Figure 2 : Schématisation des transferts de particules de sol et d'air pollués vers les environnements intérieurs, traduit de Layton et Beamer (Layton et Beamer, 2009)	12
Figure 3 : Schéma des transferts de particules de sol et de poussières, adapté d'Ineris (2024)	12
Figure 4 - Chronologie du corpus des études expérimentales et des réanalyses statistiques utilisant la méthode des traceurs (en gras) et retenues par les agences et instituts environnementaux et sanitaires pour établir les recommandations relatives aux quantités de sol ingérées.....	15
Figure 5 - Voies d'exposition conduisant à l'ingestion non alimentaire de sol ou de poussières chez les enfants, traduit de Ferguson et al. (Ferguson et al., 2024).....	28
Figure 6 - Comparaison des valeurs estimées pour les adultes par Hubbard et al. (Hubbard et al., 2022) et par différentes études, traduit de Hubbard et al. (Hubbard et al., 2022).....	32
Figure 7 - Valeurs centrales des quantités de sol et de poussières ingérées retenues par des agences ou institutions.....	63
Figure 8 - Valeurs hautes des quantités de sol et de poussières ingérées retenues par des agences ou institutions.....	64

Liste des tableaux

Tableau 1 - Synthèse des caractéristiques et des limites des études expérimentales.....	22
Tableau 2 - Synthèse des corrections et ajustements apportées par les réanalyses aux méthodologies des études expérimentales.....	24
Tableau 3 - Valeurs centrales des quantités de poussières ingérées estimées par les approches probabiliste et déterministe, adapté de Wilson et al. (Wilson et al., 2013)	29
Tableau 4 - Valeurs centrales (et p95) des quantités de sol seul, de sol et de poussières combinés ingérées estimées par les approches déterministe et probabiliste, adapté de Wilson et al. (Wilson et al., 2013).....	30
Tableau 5 - Quantités ingérées de sol et de poussières estimées par Özkaynak et al. (2022).....	31
Tableau 6 – Gammas des moyennes des quantités de sol et de poussières ingérées, adapté de Moya et Phillips (2014).....	35
Tableau 7 - Comparaison des moyennes des études initiales et des nouvelles estimations pour les enfants de Özkaynak et al. (Özkaynak et al., 2023) avec le modèle SHEDS-Soil/Dust.....	36
Tableau 8 - Moyennes des quantités de sol et de poussières ingérées et leur intervalle de confiance en fonction des classes d'âge des méthodes de méta-analyse, adapté de Cohen et al. (2024).....	38
Tableau 9 – Estimations finales des méta-analyses sur les données des quantités de sol et de poussières ingérées calculées avec la méthode MIXED, adapté de Cohen et al. (2024).....	38
Tableau 10 - Valeurs moyennes utilisées par l'Ineris pour la définition de la valeur centrale de la quantité de sol ingérée par les enfants, adapté d'Ineris (2017)	42
Tableau 11 - Valeurs médianes utilisées par l'Ineris pour la définition de la valeur centrale de la quantité de sol ingérée par les adultes, adapté d'Ineris (2017)	43
Tableau 12 - Valeurs proposées par l'Ineris en 2017 pour la quantité de sol ingérée pour différentes classes d'âge	43
Tableau 13 - Valeurs recommandées pour l'ingestion de sol et les poussières par l'US EPA en 2017 (US EPA, 2017)	46
Tableau 14 – Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées utilisées comme paramètre dans les équations des RSL d'après l'US EPA (1991a, 2002)	47
Tableau 15 – Comparaison des anciennes et nouvelles valeurs par défaut des quantités de sol et de poussières ingérées (en mg/j) du modèle IEUBK (1994, 2021).....	48
Tableau 16 – Valeurs par défaut (en mg/j) établies par le DTSC pour le paramètre d'ingestion de sol (DTSC, 2025)	49
Tableau 17 - Quantités ingérées de sol, de poussières intérieures et de sédiments recommandées par l'ATSDR en 2018 (ATSDR, 2018)	52
Tableau 18 – Valeurs centrales de sol et de poussières ingérées retenues par Santé Canada en 2019	53
Tableau 19 - Valeurs centrales de sol ingérées retenues par Santé Canada en 2023 (Santé Canada, 2023).....	53

Tableau 20 - Valeurs centrales estimées pour les enfants par le VITO à partir d'une revue de la littérature des trois types d'étude (VITO, 2008).....	55
Tableau 21 - Valeurs centrales estimées pour les enfants par le VITO pour un scénario résidentiel avec un jardin ou un potager (VITO, 2008).....	55
Tableau 22 - Valeurs centrales (60 ^{ème} percentiles) et 95 ^{ème} percentiles (entre parenthèses) des quantités de sol ingérées recalculées (mg/j) par le VITO en 2022 pour l'outil S-Risk (Cornelis, Standaert et Willems, 2022).....	56
Tableau 23 - Etudes et valeurs retenues pour les recommandations du ministère de l'environnement néozélandais (New Zealand Ministry for the Environment, 2011).....	59
Tableau 24 - Valeurs centrales et hautes retenues par les agences et institutions françaises	60
Tableau 25 - Valeurs centrales et hautes retenues par les agences et institutions européennes.....	61
Tableau 26 - Valeurs centrales et hautes retenues par les agences et institutions océaniques	61
Tableau 27 - Valeurs centrales et hautes retenues par les agences et institutions nord-américaines	62
Tableau 28 - Valeurs centrales et hautes retenues pour des activités professionnelles par le VITO (2008) et l'US EPA.....	62
Tableau 29 - Gammes des valeurs centrales et hautes recommandées par les organismes environnementaux et sanitaires	64
Tableau 30 - Valeurs proposées par l'Ineris en 2017 pour la quantité de sol ingérée pour différentes classes d'âge	65

Liste des acronymes

ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BLUP	Best Linear Unbiased Prediction
BTM	Best Tracer Method
CERCLA	Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act
CHAD	Consolidated Human Activity Database
CLEA	Contaminated Land Exposure Assessment
DGS	Direction générale de la santé
DJE	Dose Journalière d'Exposition
DTSC	California Department of Toxic Substances Control
EQRS	Évaluations Quantitatives des Risques Sanitaires
ERI	Excès de Risque Individuel
ERS	Evaluation des Risques Sanitaires
ETMM	Éléments Traces Métalliques et Metalloïdes
GT	Groupe de Travail
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HAS	Haute Autorité de Santé
HCSP	Haut Conseil de la Santé Publique
ICPE	Installations Classées pour la Protection de l'Environnement
IEM	Interprétation de l'Etat des Milieux
IEUBK	Integrated Exposure Uptake Biokinetic
InVS	Institut de Veille Sanitaire
LTM	Limiting Tracer Method
MTES	Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire
NHANES	National Health and Nutrition Examination Survey
PBDE	Polybromodiphényléther
PCB	Polychlorobiphényles
QD	Quotient de Danger
RBP	Recommandation de Bonnes Pratique
SPAQuE	Société publique d'aide à la qualité de l'environnement
SSP	Sites et Sols Pollués
STC	Société de Toxicologie Clinique
US EPA	Agence pour la Protection de l'Environnement Américaine (US. Environmental Protection Agency)
VITO	Flemish Institute for Technological Research

Résumé

Les calculs de risques sanitaires constituent une base méthodologique commune à l'Interprétation de l'État des Milieux (IEM) et à l'Évaluation des Risques Sanitaires (ERS), deux outils issus de la méthodologie de gestion des sites et sols pollués et de gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE). En fonction de l'objectif, de la démarche et des voies d'exposition considérées (inhalation, ingestion et cutanée), les calculs de risques mettent en œuvre des équations, des paramètres et des données d'entrée différents. L'ingestion non-intentionnelle de sol et de poussières peut représenter une voie d'exposition majoritaire à des contaminants présents dans l'environnement.

Le présent document vise à faire un état des lieux concernant la quantité de sol ingérée comme paramètre d'entrée dans les calculs de risques réalisés dans le cadre des réglementations pour les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (dossier de demande d'autorisation environnementale pour les installations relevant de la directive IED, la méthodologie de gestion des sites et sols pollués et le contexte post-accidentel). Dans le cadre de l'évaluation de l'impact d'une ICPE, il est nécessaire de considérer la quantité de sol ingérée susceptible d'être impactée par les émissions de l'installation. En fonction de l'objectif, qu'il s'agisse d'évaluer l'impact d'une ICPE ou l'exposition globale indépendamment de la source de pollution, la matrice considérée peut être le sol, les poussières ou un mélange des deux, ces derniers pouvant parfois être confondus ou difficiles à distinguer.

Trois types d'approches existent pour estimer la quantité de sol ingérée : la méthode des traceurs, la méthode par comparaison avec un modèle biocinétique et la méthode des profils d'activités. Ces différentes approches ont été utilisées pour mener des études expérimentales et fournir des données concernant les enfants et les adultes. Il existe toutefois peu d'études expérimentales. Des réanalyses statistiques des données des études expérimentales ont été effectuées afin de corriger certains biais. L'ensemble de ces études expérimentales et des réanalyses constituent un corpus. Les évaluateurs de risques se sont approprié ce corpus dans divers contextes (gestion des sites et sols pollués ou bien évaluation de l'exposition globale). En fonction des études et des objectifs, la quantité de sol ingérée représente soit le sol provenant de l'extérieur et étant tracté à l'intérieur, soit le sol extérieur et les poussières intérieures, ce qui nécessite une grande vigilance lors de la comparaison des valeurs proposées par différents organismes. Il subsiste également des incertitudes à tous les niveaux de l'estimation de ces valeurs de quantités ingérées.

Un recueil non exhaustif des valeurs retenues par différentes agences et instituts sanitaires et environnementaux en Europe, en Amérique du Nord et en Océanie a été réalisé dans le présent document. Bien que les approches diffèrent selon les organismes, les publications sur lesquelles reposent les recommandations sont souvent identiques et majoritairement basées sur des études utilisant la méthode des traceurs réalisées dans les années 90. Cette méthode est considérée comme la plus robuste et la plus représentative pour notre objectif : connaître la quantité ingérée de sol extérieur impacté (que ce soit directement à l'extérieur ou à l'intérieur quand ces particules sont amenées de l'extérieur par tractage) par une Installation Classée pour la Protection de l'Environnement. La méthode par comparaison avec des modèles biocinétiques peut être utilisée, quant à elle, pour comparer des données de biosurveillance à des estimations de doses internes (estimées via une chaîne de modélisation) et ne pas invalider les modèles et hypothèses utilisés dans leur globalité. Les études et les projets les plus récents s'orientent vers la production de nouvelles données d'entrée, notamment aux États-Unis, pour les modélisations par profils d'activité, la réalisation de méta-analyses et de retraitements statistiques à partir des données déjà existantes.

Concernant les organismes français, les valeurs centrales recommandées sont dans la gamme basse des valeurs centrales, tandis que les valeurs hautes recommandées sont dans la gamme haute des valeurs hautes de l'ensemble des organismes identifiés et présentés dans le présent rapport.

En l'absence des données plus récentes attendues dans le cadre des travaux financés par l'US EPA, les études basées sur la méthode des traceurs sur lesquelles sont basées les valeurs proposées par l'Ineris en 2017 restent pertinentes.

Pour citer ce document, utilisez le lien ci-après :

Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris) , 30/04/2026, Paramètre d'exposition des calculs de risques sanitaires, Etat des lieux sur les quantités de sol ingérées, Verneuil-en-Halatte : Ineris - 227089 - 2804834-v1.0 30/04/2026.

Mots-clés :

Quantité de sol ingérée, sites et sols pollués, ingestion de sol, exposition

1 Introduction

L'ingestion de sol et de poussières peut représenter une voie d'exposition importante à des contaminants présents dans l'environnement, en particulier pour ceux capables de se lier au sol tels que les éléments traces métalliques et métalloïdes (ETMM) mais aussi des composés organiques comme les dioxines, les polychlorobiphényles (PCB) ou encore les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Moya et Phillips, 2014).

Afin d'évaluer l'impact potentiel des substances chimiques sur la santé des populations, une évaluation des risques sanitaires (ERS) et/ou des calculs de risque peuvent être utilisés dans différents contextes. La méthodologie de gestion des sites et sols pollués et la gestion des émissions de substances chimiques par les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement¹ (ICPE) donnent deux outils complémentaires reposant sur des calculs des risques sanitaires :

- l'interprétation de l'état des milieux (IEM) qui permet d'évaluer la compatibilité des milieux avec les usages² constatés et,
- respectivement, l'analyse des risques résiduels (ARR) et l'évaluation des risques sanitaires (ERS) qui visent à évaluer une situation future et reposent sur des modèles multi-média.

Les objectifs de ces deux outils de gestion peuvent nécessiter des données d'entrée différentes. Par ailleurs, le choix des hypothèses de calcul à appliquer dépend nécessairement du contexte et des objectifs de chaque étude. En effet, en fonction des voies d'exposition considérées (inhalation, ingestion et contact cutané), les calculs de risques mettent en œuvre des équations et paramètres différents. L'ingestion concerne, entre autres, l'ingestion non intentionnelle de sol ou de poussières potentiellement pollués. La quantité de sol et de poussières ingérée constitue ainsi un paramètre d'exposition clé qui peut avoir une influence notable sur le calcul de la dose journalière d'exposition (DJE) des populations en contact avec des sols pollués et donc des indicateurs de risques en résultant (MTES, 2017).

En 2007, l'Institut de veille sanitaire (InVS) et l'Ineris ont mis en place un groupe de travail autour de cette variable humaine d'exposition et ont rédigé un rapport publié en 2012 (Ineris et InVS, 2012). Une revue des différents types d'études estimant la quantité de sol ingérée a été faite en 2017 à l'occasion de la rédaction d'un rapport sur les paramètres d'exposition humaine (Ineris, 2017). Des préconisations de premières approches sont également données dans la méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués publiée en 2017 (MTES, 2017).

Le présent document a pour objectif de faire un état des lieux concernant la quantité de sol ingérée, paramètre d'entrée pour les calculs de risques sanitaires.

Le rapport est organisé comme suit :

- Le chapitre 2 rappelle les définitions et les différents types d'approches permettant d'estimer la quantité de sol et de poussières ingérée ;
- Le chapitre 3 présente des articles « clés » estimant les quantités de sol et/ou de poussières ingérées par les enfants et les adultes retenues par les agences ou institutions ;
- Le chapitre 4 constitue un recueil non exhaustif des valeurs retenues par différentes agences ou instituts sanitaires et environnementaux en Europe, en Amérique du Nord et en Océanie ;
- Le dernier chapitre donne les conclusions et les perspectives de cet état des lieux.

¹ L'Ineris a mis à disposition en 2021 le guide « Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires – Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées » (Ineris, 2021). Il décrit la démarche d'évaluation en vue de la prévention et de la gestion des risques sanitaires des ICPE soumises à autorisation.

² Décret n° 2022-1588 du 19 décembre 2022 relatif à la définition des types d'usages dans la gestion des sites et sols pollués.

2 Définitions et schéma de transfert

2.1 Définitions

L'évaluation des risques liés à la matrice sol nécessite d'estimer la quantité de sol ingérée par les individus. Dans le cadre de la gestion des émissions par les Installations Classées pour la protection de l'Environnement ou la méthodologie de gestion des sites et sols pollués, l'objectif est d'évaluer l'impact de la source de contamination que constitue le sol extérieur impacté par les activités industrielles, par opposition à d'autres sources comme les poussières provenant de l'intérieur des bâtiments (matériaux, peintures, habitudes individuelles comme la cigarette, certains loisirs, etc.).

Afin d'estimer les risques sanitaires pouvant être induits par la présence d'un polluant dans le sol en raison d'une activité industrielle, la quantité de sol ingérée à caractériser est donc la quantité de matrice sol ingérée provenant de l'extérieur. Ainsi, en 2017, l'Ineris a retenu la définition de « sol » considérant que cette quantité prend en compte à la fois le sol ingéré lors d'activités extérieures et les particules de sol présentes à l'intérieur, mais d'origine extérieure (ramenées à l'intérieur par différents phénomènes), et ingérées pendant le temps passé à l'intérieur. Cette définition est celle reprise dans le présent rapport.

En effet, dans le rapport « Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel MODUL'ERS » publié en 2017, l'Ineris précise que la notion d'ingestion de sol est différente pour d'autres guides ou recommandations. Par exemple, l'US EPA (U.S. EPA, 2011) et Wilson *et al.* (Wilson *et al.*, 2013) incluent dans leur notion de « soil ingestion » uniquement les particules de sol situées à l'extérieur et les poussières sédimentées à l'extérieur. Les particules de sol présentes à l'intérieur des bâtiments, après avoir été transportées depuis l'extérieur, sont regroupées sous le terme « Dust » qui englobe également les poussières d'origine intérieure. Dans son actualisation de 2017 « Exposure Factors Handbook Chapter 5 (Update): Soil and Dust Ingestion », l'US EPA conserve les mêmes définitions que dans la version de 2011 (US EPA, 2017), à savoir :

- Le sol (« soil ») : situé à l'extérieur et possiblement utilisé à l'intérieur pour les plantes. Il inclut les particules déposées à l'extérieur sur les objets et les surfaces ;
- La poussière déposée à l'intérieur (« indoor settled dust ») : sur les objets, surfaces et sols pouvant inclure des particules de sol tractées de l'extérieur vers l'intérieur ;
- La poussière déposée à l'extérieur (« outdoor settled dust ») : sur les objets et surfaces et dont la distinction avec le sol extérieur est parfois impossible.

La différence entre ces deux conceptions de la répartition des particules de sol et de poussières en fonction des auteurs est explicitée en Figure 1.

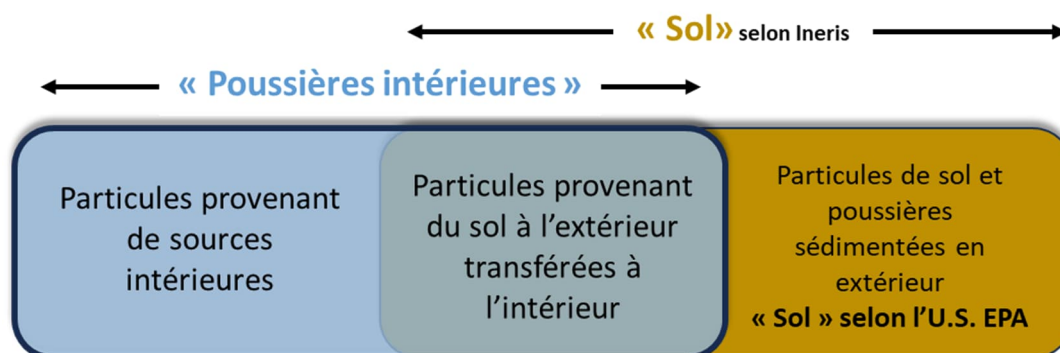


Figure 1 : Différences entre poussières et particules de sol en extérieur selon l'Ineris et l'U.S. EPA

La Figure 2 présente les différents transferts de particules de sol et d'air pollués de l'extérieur vers les environnements intérieurs, traduits de la publication de Layton et Beamer (Layton et Beamer, 2009). Ce schéma montre comment les poussières déposées au sol dans les environnements intérieurs se mélangent avec la matière organique déjà présente. Les processus de remise en suspension et de redistribution des particules, ainsi que leur élimination, soit par le ménage (pour les particules au sol), soit par le renouvellement de l'air intérieur (pour les particules en suspension) sont également symbolisés.

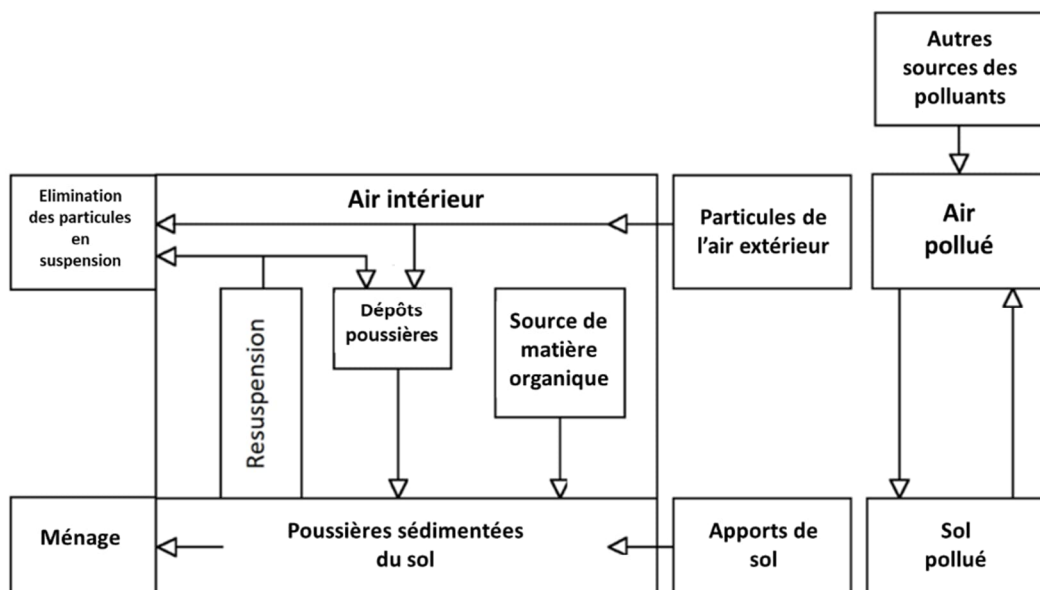


Figure 2 : Schématisation des transferts de particules de sol et d'air pollués vers les environnements intérieurs, traduit de Layton et Beamer (Layton et Beamer, 2009)

Le tractage des particules *via* le port de chaussures, les animaux de compagnie et l'apport d'objets depuis l'extérieur, ainsi que la fréquence et les méthodes de nettoyage (élimination des particules sédimentées) constituent des paramètres influant majoritairement l'apport et l'élimination de particules de sol extérieur dans les environnements intérieurs. Les paramètres identifiés comme influençant principalement le transfert des particules en suspension entre l'extérieur et l'intérieur sont, notamment, l'étanchéité à l'air de l'enveloppe du bâti, la taille des particules, les caractéristiques du système de ventilation et les habitudes des occupants (Ineris, 2024). La Figure 3 présente un schéma récapitulatif des transferts et des paramètres pouvant les influencer.

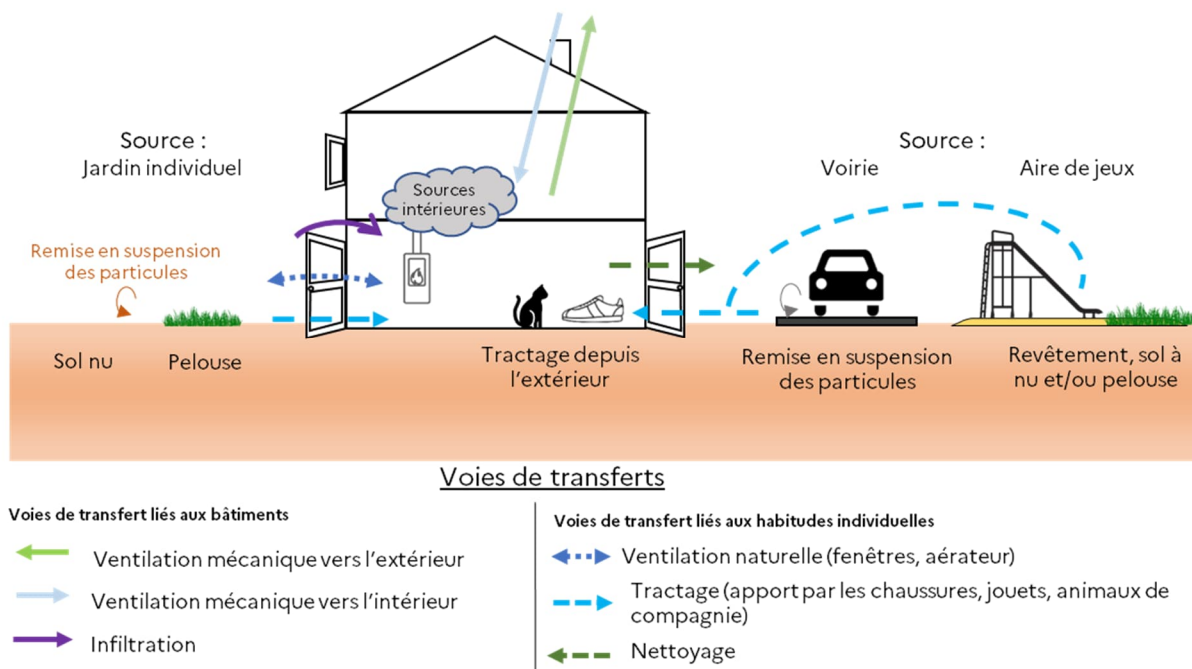


Figure 3 : Schéma des transferts de particules de sol et de poussières, adapté d'Ineris (2024)

2.2 Différents types d'étude

Trois approches existent pour estimer la quantité de sol ingérée par les individus (Ineris, 2017) :

- La méthodologie des traceurs basée sur la concentration en éléments traceurs dans les selles et leur concentration dans le sol extérieur du lieu de résidence de l'échantillon d'individu (voir 3.1) ;
- La méthodologie par comparaison avec un modèle biocinétique qui consiste à confronter des doses internes mesurées et modélisées en ajustant les paramètres d'entrée (voir 3.2) ;
- La méthodologie des profils d'activités basée sur l'observation des comportements. Le transfert main-bouche est considéré comme le mécanisme principal de l'ingestion de sol par les individus. La quantité de sol ingérée est estimée comme le produit de plusieurs facteurs (voir 3.3).

Ces différentes approches ont été utilisées pour mener des études expérimentales et fournir des données concernant les enfants et les adultes. Toutefois, il existe peu d'études expérimentales complètes et celles utilisant des traceurs ont été menées entre 1989 et 2006. Des réanalyses statistiques des données des études expérimentales ont été effectuées afin de corriger certains biais. L'ensemble de ces études expérimentales et des réanalyses constituent un corpus. Les évaluateurs de risques se sont appropriés ce corpus dans divers contextes (gestion des sites et sols pollués, évaluation de l'exposition globale, etc.). Il subsiste cependant des incertitudes à tous les niveaux.

3 Articles « clés » retenus par les agences ou institutions

3.1 Méthode des traceurs

Les études reposant sur l'utilisation des traceurs ont pour objectif de quantifier la quantité de sol ingérée à partir de la quantité de traceurs mesurée dans les selles (et parfois les urines) et de la concentration de ces traceurs dans le sol du lieu de résidence.

Les substances choisies comme traceurs peuvent provenir de sources autres que le sol telles que l'alimentation, les médicaments, et le dentifrice. Aucune liste exhaustive des sources de traceurs présentes à l'intérieur des bâtiments n'a été établie mais les peintures, les encres et les craies de cires ont été mentionnés (Stanek, Calabrese et Xu, 2012). A l'extérieur, les gaz d'échappement contenant des métaux ont également été cités (Doyle *et al.*, 2012). Il est important de considérer ces sources dans les estimations pour éviter des biais. Les premières études utilisant la méthode des traceurs ne tenaient pas compte des apports provenant de sources autres que le sol. Des travaux plus récents ont tenté d'établir un bilan massique en ajustant l'estimation de l'ingestion de sol en fonction de la contribution des autres sources.

La validité des calculs sur le principe des traceurs repose sur les hypothèses suivantes :

- Le sol doit être quasi-exclusivement la source du traceur ;
- La concentration du traceur doit être élevée et homogène sur la zone étudiée ;
- La répartition du traceur en fonction de la granulométrie des particules doit être homogène ;
- L'absorption au niveau du tractus gastro-intestinal doit être la plus faible possible afin que son excrétion soit quasi-exclusivement par les selles (Ineris et InVS, 2012).

Il est également supposé que ces traceurs ne soient pas métabolisés en d'autres éléments. Plusieurs traceurs ont pu être utilisés notamment l'aluminium (Al), le cérium (Ce), le lanthane (La), le néodyme (Nd), le silicium (Si), le titane (Ti), l'yttrium (Y) et le zirconium (Zr).

Les estimations des quantités de sol et de poussières ingérées varient fortement selon les éléments utilisés comme traceurs. Certains auteurs ont donc émis l'hypothèse que l'ingestion de sol ne pourrait pas être plus élevée que la plus petite quantité estimée par un traceur, c'est l'approche par le traceur limitant « Limiting Tracer Method » (LTM) utilisée par Clausing, Brunekreef et van Wijnen (1987) et van Wijnen, Clausing et Brunekreef (1990). D'autres auteurs se sont appuyés sur une approche par le meilleur traceur « Best Tracer Methodology » (BTM). Cette méthode utilise des ratios entre les concentrations des traceurs dans les aliments et le sol (ratio Food:Soil, F:S). Ce ratio est faible lorsque la concentration des traceurs dans l'alimentation est plus faible que celle des traceurs dans le sol. Cela permet de corriger les biais liés au temps de transit et à l'apport de traceurs par d'autres sources que l'alimentation et le sol (Stanek et Calabrese, 1995b). En effet, des ratios F:S faibles sont souhaitables car ils réduisent l'impact de l'erreur liée au temps de transit sur le calcul des quantités de sol ingérées.

Ainsi, un traceur idéal doit être faiblement biodisponible, présenter une concentration élevée et homogène dans le sol (et donc dans les échantillons), et avoir des concentrations faibles dans les autres sources potentielles (alimentation, médicaments...) (Stanek, Calabrese et Xu, 2012).

Tous les auteurs des publications n'ont pas fourni de données sous la forme d'une distribution mais certains, tels que Stanek, Calabrese et Xu (Stanek, Calabrese et Xu, 2012) et Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b), ont constaté que la distribution était asymétrique vers la droite c'est-à-dire que la majorité des valeurs sont basses avec quelques valeurs très hautes (Moya et Phillips, 2014).

La méthodologie utilisant des traceurs est ici considérée comme la plus robuste car elle fournit des mesures empiriques par individu et représente l'exposition des populations au sol extérieur.

Les études présentées ci-après sont celles retenues par les agences environnementales et sanitaires. La

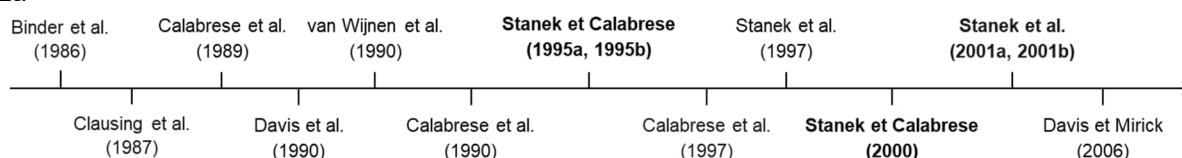


Figure 4 présente la chronologie du corpus des études expérimentales et des réanalyses statistiques utilisant la méthode des traceurs (en gras) et retenues par les organismes pour établir les recommandations relatives aux quantités de sol ingérées. Les autres études identifiées utilisant la méthode des traceurs qui ont été mentionnées mais non retenues par des agences citées au chapitre 3 sont listées en Annexe 1. La majorité de ces études ne permet pas de différencier l'ingestion de sol de celle des poussières intérieures tractées à l'intérieur, ou n'y est pas parvenue. Certains ont tenté de faire la distinction en utilisant des ratios (Davis et al., 1990).

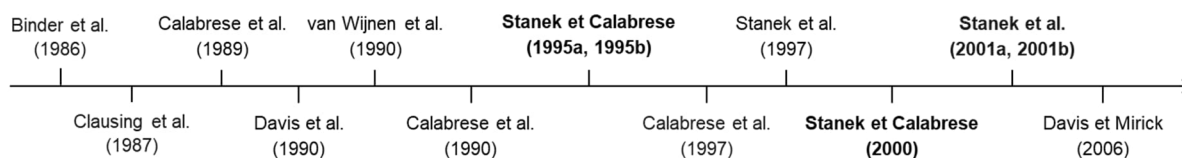


Figure 4 - Chronologie du corpus des études expérimentales et des réanalyses statistiques utilisant la méthode des traceurs (en gras) et retenues par les agences et instituts environnementaux et sanitaires pour établir les recommandations relatives aux quantités de sol ingérées

3.1.1 Etudes expérimentales et ensemble de données

3.1.1.1 Binder, Soul et Maughan (Binder, Soul et Maughan, 1986) – Estimation soil ingestion: The use of tracer elements in estimating the amount of soil ingested by young children

L'étude de Binder, Soul et Maughan (Binder, Soul et Maughan, 1986), réalisée au cours de l'été 1984, a porté sur un échantillon de 65 enfants âgés de 1 à 3 ans. Elle s'inscrit dans le contexte d'une étude portant sur des résidents d'East Helena (Montana, États-Unis) à proximité d'une fonderie de plomb.

La méthodologie utilisée est dérivée de celle conçue pour la mesure de l'ingestion de sol chez les animaux de pâturage. Les prélèvements d'excréta et de sol des jardins ont été réalisés sur trois jours consécutifs, avec des prélèvements complets pour 59 enfants. Les auteurs ont présumé que le poids sec des fèces était de 15 g/j. Trois traceurs ont été analysés : l'aluminium (Al), le silicium (Si) et le titane (Ti).

Les hypothèses émises par les auteurs sont notamment que les échantillons n'ont pas été contaminés lors du traitement, que le sol ingéré par les enfants provenait principalement des jardins échantillonnés et que l'absorption des traceurs par le tractus digestif est négligeable.

Cette étude comporte des limites, notamment l'absence de duplication des repas et le fait que les apports de traceurs provenant des médicaments ou des poussières intérieures n'ont pas été pris en compte. La méthodologie n'a également pas été validée chez les adultes. L'étude tend probablement à surestimer les quantités ingérées de sol parce qu'elle ne tient pas compte de la présence de traceurs dans l'alimentation et qu'elle surestime le poids sec des fèces (INSPQ, 2012).

Dans la discussion, les auteurs suggèrent que l'introduction probable de titane par d'autres sources (alimentation ou laboratoire) pourrait expliquer les quantités ingérées élevées estimées avec ce traceur (moyenne de 1834 mg/j ; médiane de 618 mg/j ; p95 de 9590 mg/j) pour un groupe de 21 enfants contre une moyenne de **181 mg/j** (médiane de 121 mg/j ; p95 de 584 mg/j) pour l'aluminium et de **184 mg/j** (médiane de 136 mg/j ; p95 de 578 mg/j) pour le silicium.

3.1.1.2 Clausing, Brunekreef et van Wijnen (Clausing, Brunekreef et van Wijnen, 1987) – A method for estimating soil ingestion by children

L'étude de Clausing, Brunekreef et van Wijnen (Clausing, Brunekreef et van Wijnen, 1987) réalisée aux Pays-Bas, a porté sur un échantillon de **18 enfants âgés de 2 à 4 ans** en école maternelle. Les prélèvements ont été collectés sur cinq jours dans les cours d'école où les enfants jouent. Un autre échantillon de **six enfants hospitalisés et alités** a servi de témoin (accès limité au sol). Trois traceurs ont été analysés : l'aluminium (Al), le titane (Ti) et les résidus insolubles dans l'acide (Acid Insoluble Residues, AIR). Pour les enfants hospitalisés, les médicaments et les résidus insolubles dans l'acide n'ont pas été quantifiés. Le poids sec des fèces a été estimé à 10 g/j. Les échantillons de sol ont été tamisés à 250 µm.

Les auteurs ont utilisé la méthode « Limiting Tracer Method » (LTM) basée sur le principe que la quantité de sol ingérée ne peut pas dépasser la plus petite valeur calculée pour tous les traceurs. Selon cette méthode, la quantité moyenne de sol ingérée était de 105 mg/j pour les enfants de l'école maternelle et

de 49 mg/j pour les enfants hospitalisés. Six enfants ont montré des quantités de sol ingérées estimées très élevées par les auteurs pour le titane (supérieures à 1000 mg/j).

Pour tenir compte des apports de traceurs *via* l'alimentation et d'autres sources que le sol, les auteurs ont soustrait la moyenne LTM de l'échantillon témoin (49 mg/j) à celle des écoliers (105 mg/j). La moyenne corrigée est égale à **56 mg/j pour les écoliers**.

L'étude comporte des limites telles que le faible nombre d'enfants inclus dans l'étude (n=18), l'absence de duplication des repas, la non-validation de la méthode chez les adultes et la non-prise en compte des traceurs dans l'alimentation et les médicaments.

3.1.1.3 Calabrese et al. (Calabrese et al., 1989) – How much soil do young children ingest: an epidemiologic study

L'étude de Calabrese et al. (Calabrese et al., 1989) a porté sur un échantillon non aléatoire de **64 enfants âgés de 1 à 4 ans** résidant à Amherst (Massachusetts, États-Unis). Les prélèvements de sol dans les cours et les garderies, des poussières intérieures dans les logements, de nourriture et de fèces ont été effectués en septembre et en octobre 1987 pendant huit jours répartis sur deux semaines. Les foyers étaient composés des enfants et de leurs parents. Huit traceurs ont été analysés : l'aluminium (Al), le baryum (Ba), le manganèse (Mn), le silicium (Si), le titane (Ti), le vanadium (V), l'yttrium (Y) et le zirconium (Zr).

Des échantillons de sol ont été prélevés dans les zones de jeux et au domicile de chaque enfant. Les repas, les boissons et les médicaments ingérés ont été dupliqués et analysés. Du dentifrice contenant des traceurs non détectables (à l'exception du silicium) a été fourni.

Pour les enfants, la moyenne des quantités de sol ingérées pour les traceurs est égale à 153 mg/j pour l'aluminium, à 154 mg/j pour le silicium et à 85 mg/j pour l'yttrium.

Six adultes ont permis de réaliser un essai de validation. Parmi les huit traceurs étudiés, trois ont été considérés comme les plus pertinents (aluminium, silicium et yttrium).

3.1.1.4 Davis et al. (Davis et al., 1990) - Quantitative estimates of soil ingestion in normal children between the ages of 2 and 7 years: population-based estimates using aluminum, silicon, and titanium as soil tracer elements

L'étude de Davis et al. (Davis et al., 1990), réalisée au cours de l'été 1987, a porté sur un échantillon de **104 enfants âgés de 2 à 7 ans** tirés au sort dans des familles résidant dans trois villes de l'état de Washington (États-Unis). Trois traceurs ont été analysés : l'aluminium (Al), le silicium (Si) et le titane (Ti). Les échantillons de sol, de poussières, de fèces, d'urine et de nourriture ont été prélevés sur sept jours. Du dentifrice contenant des quantités de traceurs connues a été mis à disposition des enfants. Les échantillons secs de sol ont été tamisés à 850 µm et 250 µm. La moyenne des valeurs calculées est de 39 mg/j pour l'aluminium, de 82 mg/j pour le silicium et de 246 mg/j pour le titane.

Les auteurs ont également étudié dans quelle mesure les différences de concentrations de traceurs dans la poussière intérieure des maisons et dans le sol des jardins influençaient les quantités de sol ingérées.

Les quantités moyennes de sol et de poussières ingérées, basées sur la concentration des traceurs dans les sols, sont égales à 39 mg/j (médiane de 25 mg/j) pour l'aluminium, à 82 mg/j (médiane de 59 mg/j) pour le silicium et de 246 mg/j (médiane de 81 mg/j) pour le titane.

Les quantités moyennes de sol et de poussières ingérées, basées sur la concentration des traceurs dans les sols et les poussières intérieures, ajustée en fonction du temps passé à l'extérieur et à l'intérieur, sont égales à 65 mg/j (médiane de 52 mg/j) pour l'aluminium, à 160 mg/j (médiane de 112 mg/j) pour le silicium et à 268 mg/j (médiane de 116 mg/j) pour le titane.

3.1.1.5 van Wijnen, Clausen et Brunekreef (van Wijnen, Clausen et Brunekreef, 1990) - Estimated soil ingestion by children

L'étude de van Wijnen, Clausen et Brunekreef (van Wijnen, Clausen et Brunekreef, 1990), réalisée au cours de l'été 1986 aux Pays-Bas, a porté sur quatre échantillons d'enfants âgés de 1 à 5 ans : **292 enfants en garderie** (première période), **187 enfants en garderie** (deuxième période), **78 enfants en camping** et **15 enfants hospitalisés**. Trois traceurs ont été analysés : l'aluminium (Al), le titane (Ti) et les résidus insolubles à l'acide. Les échantillons ont été collectés pendant trois à cinq jours. Le poids sec des fèces a été estimé à 15 g/j.

Les auteurs ont utilisé la méthode LTM basée sur le principe que la quantité de sol ingéré ne peut pas dépasser la plus petite valeur calculée pour les trois traceurs. Les quantités moyennes calculées de sol ingérées sont de 162 mg/j (garderie), de 213 mg/j (camping) et de 93 mg/j (hôpital). La quantité de sol calculée pour les enfants hospitalisés a été assimilée à la quantité de traceurs ingérés par le biais de l'alimentation pour les autres enfants. Ainsi, les nouvelles moyennes corrigées sont de **69 mg/j** (garderie) et de **120 mg/j** (camping).

3.1.1.6 Calabrese et al. (Calabrese et al., 1990) – Preliminary adult soil ingestion estimates: results of a pilot study

L'étude de Calabrese et al. (Calabrese et al., 1990) est la première permettant de valider la méthode d'analyse utilisée par Calabrese et al. (Calabrese et al., 1989) dans son étude réalisée à Amherst (Massachusetts, États-Unis). Le sol utilisé dans l'étude provenait d'une banque d'échantillons de l'université. Les auteurs ont ainsi estimé la quantité de sol ingérée par **six adultes** âgés de 25 à 41 ans pendant trois semaines. Au cours de la première semaine, les adultes ont ingéré pendant trois jours des gélules ne contenant pas de sol. Au cours de la deuxième et de la troisième semaine, ils ont ingéré respectivement 100 mg et 500 mg de sol stérilisé sur trois jours. Les repas et les médicaments ont été dupliqués et analysés.

Après avoir soustrait les apports de traceurs provenant de l'alimentation, des médicaments et des gélules ingérées, les quantités moyennes de sol ingéré étaient égales à 77 mg/j (médiane de 57 mg/j) pour l'aluminium, à 5 mg/j (médiane de 1 mg/j) pour le silicium, à 53 mg/j (médiane de 65 mg/j) pour l'yttrium et à 22 mg/j (médiane de -4 mg/j) pour le zirconium.

3.1.1.7 Calabrese et al. (Calabrese et al., 1997) - Soil ingestion estimates for children residing on a superfund site (Anaconda)

L'étude de Calabrese et al. (Calabrese et al., 1997) concerne un échantillon de **64 enfants âgés de 1 à 4 ans** résidant au niveau d'un « Superfund site » à Anaconda dans le Montana, c'est-à-dire un **site contaminé** au titre du « Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act » (CERCLA).

La méthodologie utilisée dans cette étude est similaire à celle de Calabrese et al. (Calabrese et al., 1989). Huit traceurs ont été analysés : l'aluminium (Al), le cérium (Ce), le lanthane (La), le néodyme (Nd), le silicium (Si), le titane (Ti), l'yttrium (Y) et le zirconium (Zr). L'étude s'est déroulée pendant sept jours consécutifs en septembre et octobre 1992. Les repas et les médicaments ont été dupliqués et analysés. Des échantillons de sol et de poussières ont été prélevés dans les maisons et dans les aires de jeux des enfants. Les échantillons de sol ont été tamisés à 2 mm et un sous-échantillon a été tamisé à 75 µm. Du dentifrice avec des niveaux de traceurs non détectables, sauf pour le silicium, ont été fournis aux participants.

Les auteurs ont utilisé la méthode « Best Tracer Method » (BTM) qui consiste à sélectionner le ou les meilleurs traceurs en divisant la quantité totale de traceurs dans un échantillon alimentaire d'un enfant dupliqué par la concentration de ce traceur dans l'échantillon de sol du même enfant, afin d'obtenir un ratio Food:Soil (F:S). Ce ratio F:S est faible lorsque la concentration de traceur dans l'alimentation est faible par rapport à celle dans le sol. Des ratios F:S faibles sont souhaitables car ils réduisent l'impact de l'erreur liée au temps de transit sur le calcul des quantités de sol ingérées.

Le cérium, le lanthane et le néodyme n'ont pas été utilisés dans les calculs BTM. Les auteurs ont indiqué que les estimations des quantités de sol ingéré pourraient être minimisées, car les concentrations de ces traceurs seraient trop influencées par la taille des particules de sol. Ils ont également noté que les estimations basées sur l'aluminium, le silicium et l'yttrium pouvaient conduire à une sous-estimation des valeurs d'ingestion de sol en raison des erreurs résiduelles négatives³ observées chez la majorité des enfants.

La moyenne de la quantité de sol ingérée et de la quantité de poussières ingérées estimées par la méthode BTM sont respectivement égales à **65,5 mg/j** et à **127,2 mg/j**.

³ La méthode du bilan massique consiste à soustraire, pour un traceur donné, la quantité du traceur dans les sources autres que le sol et/ou les poussières de la quantité du traceur dans les fèces. Des erreurs résiduelles négatives ou positives peuvent apparaître.

Une erreur résiduelle négative peut survenir si le traceur provenant de l'alimentation n'est pas détecté dans les fèces, par exemple en raison d'un décalage du temps de transit (« lag time ») trop court, de l'absence d'échantillons de fèces ou d'erreurs de mesures réduisant la détection du traceur dans les fèces. Une erreur positive peut résulter d'une ingestion élevée de traceurs avant le début des prélèvements de l'étude et une ingestion faible du traceur au cours de l'étude ou de l'apport de traceurs par une source non identifiée (Calabrese et Stanek, 1995).

Les estimations calculées sont plus faibles que celles des autres études, possiblement en raison de la conscience accrue des habitants concernant la contamination du site. Enfin, l'ingestion de sol a également été évaluée en fonction des caractéristiques démographiques sans qu'aucune différence significative ne soit observée selon l'âge, le sexe, l'ordre de naissance ou les caractéristiques de la maison et du jardin (présence ou absence d'un porche, d'une terrasse, d'un paillason, d'une allée de garage et du pourcentage de surface couverte par de l'herbe).

3.1.1.8 Stanek et al. (Stanek et al., 1997) - Soil Ingestion in Adults - Results of a Second Pilot Study

L'étude de Stanek et al. (1997) est une seconde étude pilote réalisée sur dix adultes volontaires, dont cinq hommes et cinq femmes âgés de 22 à 45 ans. Un bilan massique a été réalisé pendant quatre semaines, espacées d'une semaine chacune. Tout comme dans la première étude pilote, Calabrese et al. (Calabrese et al., 1990), des gélules contenant des quantités connues de sol ont été ingérées par les dix adultes. Les participants ont ingéré pendant sept jours consécutifs de 0 mg/j (semaine 1), 20 mg/j (semaine 2), 100 mg/j (semaine 3) et 500 mg/j (semaine 4) de sol.

Huit traceurs ont été analysés : l'aluminium (Al), le cérium (Ce), le lanthane (La), le néodyme (Nd), le silicium (Si), le titane (Ti), l'yttrium (Y) et le zirconium (Zr). Les estimations sont fournies pour chaque traceur et pour ceux considérés comme les meilleurs (Al, Si, Ti, Y et Zr) en raison de leurs faibles rapports de concentration entre les aliments et le sol (ratio Food:Soil, F:S). Sur l'ensemble des quatre semaines, le meilleur traceur donne une quantité de sol ingéré moyenne égale à 136 mg/j (médiane égale à 21 mg/j) et la médiane des quatre meilleurs traceurs donne une valeur moyenne égale à 6 mg/j (médiane égale à -11 mg/j). Au cours de la quatrième semaine, la moyenne et la médiane obtenues avec la médiane des quatre meilleurs traceurs sont égales à -137 et à -143 mg/j. Les résultats globaux pour les quatre semaines sont donc inférieurs à ceux obtenus sur les trois premières semaines. De la première à la troisième semaine et avec les quatre meilleurs traceurs, les moyennes des quantités estimées de sol ingérées par les participants pour chaque semaine sont comprises entre 44 mg/j et 67 mg/j et les médianes sont comprises entre -14 mg/j et 18 mg/j. Pour les deuxième et troisième semaines, le p95 estimé avec la médiane des quatre meilleurs sont respectivement égaux à 376 mg/j et à 285 mg/j. Pour la première semaine, le p95 estimé est fortement tiré vers le haut par un des participants dont le transit intestinal était irrégulier en début d'étude.

3.1.1.9 Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006) - Soil ingestion in children and adults in the same family.

L'étude de Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006) porte sur un sous-ensemble non aléatoire de **20 familles (enfants âgés de 3 à 7 ans et leurs parents)** issus des 104 familles de Davis et al. (Davis et al., 1990). Des données complémentaires ont été recueillies pour 19 des 20 familles initialement sélectionnées. Finalement, des données complètes et exploitables étaient disponibles pour 12 enfants. Les prélèvements ont été effectués sur onze jours consécutifs et les aliments et les médicaments ont été dupliqués. Du dentifrice exempt des éléments traceurs a été fourni. Trois traceurs ont été analysés : l'aluminium (Al), le silicium (Si) et le titane (Ti).

Pour les enfants, les moyennes ont été estimées pour les 12 individus qui avaient fourni suffisamment de données. Sur une période de sept jours consécutifs, les moyennes sont pour l'aluminium de 37 mg/j, pour le silicium de 38 mg/j et pour le titane de 207 mg/j.

Pour les mères, les moyennes ont été estimées pour 16 individus qui avaient fourni suffisamment de données. Les moyennes sont égales à 92,1 mg/j pour l'aluminium, à 23,2 mg/j pour le silicium et à 359 mg/j pour le titane.

Pour les pères, les moyennes ont été estimées pour 17 individus qui avaient fourni suffisamment de données. Les moyennes sont égales à 68,4 mg/j pour l'aluminium, à 26,1 mg/j pour le silicium et à 624,9 mg/j pour le titane.

3.1.2 Réanalyses des études initiales

Les réanalyses sont des études ultérieures utilisant la méthode des traceurs qui réinterprètent des données précédemment publiées par les études initiales. Certains auteurs tels que E.J. Stanek et E.J. Calabrese ont retravaillé à plusieurs reprises leurs données. Les objectifs de la réinterprétation des données étaient notamment d'identifier les sources de biais positifs ou négatifs tels que :

- L'identification du ou des meilleurs traceurs ;

- Le décalage du temps de transit : décalage de 24 heures (Davis *et al.*, 1990; Calabrese et Stanek, 1995; Davis et Mirick, 2006) ou 28 heures (Calabrese *et al.*, 1989, 1997; Barnes, 1990) du temps de transit (« offset ou lag time ») entre l'ingestion et l'excrétion des traceurs par l'organisme ;
- Les échantillons manquants ;
- L'hypothèse du poids des fèces ;
- La taille des particules de sol et de poussières ;
- Les proportions de sol et de poussières dans l'ingestion.

3.1.2.1 Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 1995a) - *Daily estimates of soil ingestion in children*

Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 1995a) ont réanalysé les données des 64 enfants de Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1989) à Amherst (Massachusetts, États-Unis). Les estimations précédentes étaient calculées en moyennant les quantités de sol ingérées sur une période d'étude de plusieurs jours, ce qui entraîne des variabilités et des incertitudes. Pour chaque individu, l'estimation était spécifique à un traceur. La médiane de ces estimations permettait d'obtenir une valeur globale mais qui n'était plus spécifique à un traceur. Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 1995a) ont supposé un temps de transit (« lag time ») de 28 heures.

Cette réanalyse a utilisé une méthode permettant de calculer une estimation unique de la quantité de sol ingérée par individu et par jour. Par la suite, les estimations quotidiennes ont été utilisées pour estimer la moyenne et la variance de l'ingestion de sol pour chaque enfant et pour extrapoler une distribution sur un an, en supposant que l'ingestion de sol suivait une distribution log-normale.

Pour les enfants, les nouvelles moyennes des quantités de sol ingérées sont de 122 mg/j pour l'aluminium, de 139 mg/j pour le silicium et de 165 mg/j pour l'yttrium contre respectivement 153 mg/j, 154 mg/j et 85 mg/j pour les quantités estimées par Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1989). La valeur moyenne globale (pour une période allant jusqu'à 8 jours) est estimée à **179 mg/j** (médiane de **45 mg/j** ; p95 de **208 mg/j**).

Les auteurs ont tenté de corriger la variabilité par la modélisation à long terme (365 jours), bien que de nouvelles incertitudes aient été introduites en raison du nombre limité de données. Pour les 64 enfants, la médiane estimée est de **75 mg/j** et le p95 est de **1 751 mg/j**. Les auteurs indiquent que la distribution cumulative, sur laquelle ces résultats sont basés, augmente de manière significative lorsque les moyennes individuelles sur 365 jours sont utilisées. Un p95 élevé est attendu compte tenu de l'asymétrie à droite de la distribution log-normale.

3.1.2.2 Stanek et Calabrese (1995b) - *Soil ingestion estimates for use in site evaluations based on the best tracer method*

Stanek et Calabrese (1995b) ont réanalysé par BTM les données des adultes et des enfants pour les huit traceurs des études Calabrese *et al.* (1989) et Calabrese *et al.* (1990) réalisées à Amherst et pour les trois traceurs de l'étude de Davis *et al.* (Davis *et al.*, 1990) réalisée dans trois villes de l'état de Washington.

Pour les enfants, en réanalysant les données de Davis *et al.* (Davis *et al.*, 1990) pour les 101 enfants, sur la base des trois traceurs (aluminium, silicium et titane), Stanek et Calabrese obtenaient une quantité de sol ingérée moyenne de **69 mg/j**, une valeur médiane de **44 mg/j** et un p95 de **246 mg/j**.

En réanalysant les données de Calabrese *et al.* (1989), Stanek et Calabrese obtiennent, pour les 8 traceurs, une moyenne de quantité de sol ingérée de **132 mg/j**, une médiane de **33 mg/j** et un p95 de **154 mg/j**.

La combinaison des résultats des deux études en utilisant la méthode BTM des 8 traceurs pour Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1989) et pour Davis *et al.* (Davis *et al.*, 1990) donne une moyenne de **104 mg/j**, une médiane de **37 mg/j** et un p95 de **217 mg/j**.

Pour les adultes, concernant les données issues de Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1990), après avoir soustrait les apports de traceurs provenant de l'alimentation, des médicaments et des gélules ingérées, les quantités moyennes de sol ingérées estimées étaient égales à 77 mg/j (médiane de 57 mg/j) pour l'aluminium, à 5 mg/j (médiane de 1 mg/j) pour le silicium, à 53 mg/j (médiane de 65 mg/j) pour l'yttrium et à 22 mg/j (médiane de -4 mg/j) pour le zirconium.

En réanalysant les données de Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1990) pour les six adultes, les rapports de concentration entre les aliments et le sol (ratios F:S) les plus petits étaient le zirconium et l'aluminium.

En utilisant la médiane des taux d'ingestion de sol basés sur les quatre meilleurs éléments traceurs, le taux d'ingestion de sol chez les adultes a été estimé à **64 mg/j** pour la moyenne, à **87 mg/j** pour la médiane et **142 mg/j** pour le p95.

3.1.2.3 Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 2000) - *Daily soil ingestion estimates for children at a superfund site*

Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 2000) ont réanalysé les données de Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1997) et les articles complémentaires concernant les particules inférieures à 250 µm (Calabrese, Stanek et Barnes, 1996; Stanek, Calabrese et Barnes, 1999) dans le but d'estimer les quantités d'ingestion de sol sur une période plus longue et d'étudier la variabilité entre les différents jours et individus. Les auteurs ont indiqué que les traceurs additionnels (Ce, La et Nd) utilisés dans Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1997) étaient à l'origine sélectionnés en raison de leur concentration faible dans l'alimentation, ce qui les rendaient plus fiables. Toutefois, ces traceurs sont également en très faibles quantités dans les sols et sont donc sources d'erreurs. Les valeurs individuelles aberrantes ont été identifiées puis éliminées grâce à la méthode de Tukey. La prise en compte des concentrations dans la fraction de particules de sol inférieures à 250 µm réduit également les incertitudes.

Les auteurs ont supposé que les données suivaient une distribution log-normale afin de prédire l'ingestion moyenne de sol sur le long terme. Ils ont utilisé la méthode de la meilleure prédiction linéaire sans biais (Best Linear Unbiased Prediction, BLUP). Les nouvelles valeurs de p95 estimées pendant différentes périodes étaient de **133 mg/j** pour 7 jours, de **112 mg/j** pour 30 jours, de **108 mg/j** pour 90 jours et de **106 mg/j** pour 365 jours.

3.1.2.4 Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001a) - *Biasing factors for simple soil ingestion estimates in mass balance studies of soil ingestion*

Dans leur première étude de 2001, Stanek et Calabrese ont identifié les facteurs de biais en développant un modèle basé sur les données de Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1989), Davis *et al.* (Davis *et al.*, 1990), Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1997) et Calabrese, Stanek et Barnes (Calabrese, Stanek et Barnes, 1997). L'aluminium et le silicium sont les seuls traceurs qui ont été pris en compte. La durée de l'étude a été identifiée comme le facteur de biais le plus important. L'absorption des traceurs *via* l'alimentation représentait un biais plus faible. Aucun biais n'a été identifié pour une mauvaise identification des zones à échantillonner. La distribution de l'hypothèse principale retenue possède une médiane de **26 mg/j**, un p90 de **106 mg/j** et P95 de **149 mg/j**.

3.1.2.5 Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b) - *Soil ingestion distributions for a Monte Carlo risk assessment in children*

Dans leur seconde étude de 2001, Stanek et Calabrese ont développé des Best Linear Unbiased Predictions (BLUPs) afin de réduire les biais des estimations à court terme. Les auteurs ont utilisé les données à court terme des 64 enfants âgés de 1 à 4 ans de l'étude de Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1997) réalisée à Anaconda dans le Montana autour d'une ancienne fonderie.

Calabrese *et al.* (1997) avaient estimé sur le même échantillon, par la méthode BTM, une moyenne de la quantité de sol ingérée égale à 65,5 mg/j et une moyenne de la quantité de poussières intérieures ingérée égale à 127,2 mg/j.

La nouvelle distribution prend en compte les particules du sol de petite taille, ainsi que les estimations des médianes pour chaque individu-jour et utilise des BLUPs. Les nouvelles valeurs calculées pour la quantité de sol ingérée sont une moyenne de **31 mg/j**, une médiane de **24 mg/j**, un p90 de **75 mg/j** et un p95 de **91 mg/j**. Les incertitudes sont estimées par la méthode du bootstrap.

Toutefois, cette réanalyse étudie sur une population d'enfants résidant sur un site contaminé où la prise de conscience de cette situation par les familles a potentiellement influencé le comportement des enfants.

3.1.3 Limites des études reposant sur l'utilisation des traceurs

La méthode par les traceurs présente plusieurs limites :

- Les durées des études sont courtes et ne permettent pas de formuler des estimations précises sur le long terme (Moya et Phillips, 2014) ;
- Les données manquent de représentativité annuelle car les études sont le plus souvent conduites en été avec des durées passées à l'extérieur plus longues (Ineris et InVS, 2012; Moya et Phillips, 2014; Ineris, 2017). van Wijnen, Clausing et Brunekreef (van Wijnen, Clausing et

Brunekreef, 1990) ont démontré que la météorologie et le temps passé à l'extérieur influencent la quantité de sol ingérée par les enfants ;

- Les concentrations de traceurs mesurées dans les sols sont variables en fonction des lieux fréquentés et de la granulométrie des échantillons de sols (Ineris et InVS, 2012; Moya et Phillips, 2014; Ineris, 2017). Les échantillons de sol collectés dans les jardins ne sont pas toujours représentatifs des sols pouvant être ingérés par les enfants (Moya et Phillips, 2014). Par conséquent, certains auteurs ont étendu les zones d'échantillonnage aux crèches ou à d'autres zones ou aires de jeux dans les voisinages (Calabrese *et al.*, 1989, 1997; Barnes, 1990). Il est à noter que Davis *et al.* (1990) et Stanek, Calabrese and Zorn (2001a) ont conclu que les variations entre les types d'aires échantillonnées avaient un impact faible sur les estimations ;
- Certaines études ont des données d'échantillonnage manquantes (US EPA, 1997, 2017) ;
- L'incapacité de différencier entre les particules de sol en extérieur, celles provenant du sol et se mélangeant aux poussières intérieures, et les poussières intérieures issues de sources intérieures au logement ;
- La non-prise en compte des apports de traceurs par d'autres sources alimentaires et non-alimentaires (Ineris, 2017) ;
- Les biais liés à l'absorption des traceurs au niveau du tractus gastro-intestinal (Ineris, 2017). Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1989), Barnes (Barnes, 1990), Davis *et al.* (Davis *et al.*, 1990) et Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006) ont noté la présence de silicium dans les urines, indiquant que le traceur est en partie absorbé par le tractus ;
- Des imprécisions inhérentes à l'échantillonnage et aux techniques d'analyse en laboratoire, notamment en ce qui concerne le pourcentage de récupération des différents traceurs.

Aucune étude n'a quantifié les quantités de traceurs excrétés par la transpiration, les larmes, les sécrétions glandulaires, la peau morte, les cheveux ou les ongles. Les études recensées ne tiennent pas compte non plus de l'exposition par contact cutané ou par l'inhalation. La méthodologie du bilan massique n'est donc pas complète et possède des limites dans l'interprétation des données (Moya et Phillips, 2014).

3.1.4 Bilan et tableaux récapitulatifs

Le Tableau 1 présente une synthèse des caractéristiques et des limites des premières études. Les limites ont été répertoriées par les auteurs eux-mêmes, soit dans les publications originales, soit dans les réanalyses. D'autres limites ont pu être apportées par d'autres auteurs dans les méta-analyses ou bien dans les rapports des agences ou institutions sanitaires et environnementaux pour justifier les choix faits.

Le Tableau 2 présente une synthèse des corrections et ajustements apportées par les réanalyses aux méthodologies des premières études par les auteurs de ces mêmes études expérimentales.

Tableau 1 - Synthèse des caractéristiques et des limites des études expérimentales

Référence	Localisation	Population	Traceurs	Caractéristiques	Limites données par les auteurs et les articles et les revues
Binder <i>et al.</i> (1986)	East Helena (Montana, États-Unis)	65 (59 définitifs) enfants (1-3 ans)	Al; Si; Ti	•Proche d'une fonderie de plomb (site contaminé connu de la population) •Couches collectées sur 3 jours •Échantillons de sol prélevés dans les jardins des habitations	•Durée courte •Pas de duplication des repas •Pas de validation de la méthode chez les adultes •Utilisation d'une valeur unique de 15 g/j de selles (pas de pesée des selles) •Pas de prise en compte des apports de traceurs <i>via</i> la nourriture et les médicaments •Pas mesure des poussières •Pas de distinction entre sol et poussières
Clausing <i>et al.</i> (1987)	Pays-Bas	•18 enfants en école maternelle •6 hospitalisés (témoin) (2-4 ans)	Al; Ti; AIR	•Selles collectées sur 5 jours •Échantillons de sol provenant de la garderie •Groupe témoin (hôpital) •Limiting tracer method (LTM)	•Échantillon faible •Pas de duplication des repas •Pas de validation de la méthode chez les adultes •Utilisation d'une valeur unique de 10 g/j pour tous les enfants (pas de pesée des selles) •Pas de prise en compte des apports de traceurs <i>via</i> les repas et les médicaments •Pas de distinction entre sol et poussières
Calabrese <i>et al.</i> (1989)	Amherst (Massachusetts, États-Unis)	64 enfants (1-4 ans)	Al; Ba; Mn; Si; Ti; V; Y; Zr	•Excréta collectés sur 8 jours (4 jours sur 2 semaines) •Échantillons de sol et poussière des maisons et des zones de jeux •Concentrations dans les poussières utilisées dans les calculs •Pesée des selles •Prise en compte des apports de traceurs <i>via</i> les repas et les médicaments •Dentifrice fourni •Validation de la méthode chez les adultes	Étude robuste et représentative (Ineris et InVS, 2012)
Davis <i>et al.</i> (1990)	Trois villes de l'état de Washington (États-Unis)	104 (101 définitifs) enfants (2-7 ans)	Al; Si; Ti	•Échantillons de sol et de poussière intérieure collectés dans les maisons et les zones de jeu pendant 7 jours •Repas et médicaments dupliqués et excréta collectés sur 2 semaines •Pesée des selles •Dentifrice fourni •Informations collectées sur les habitudes alimentaires et la démographie	Pas de validation de la méthode chez les adultes
van Wijnen <i>et al.</i> (1990)	Pays-Bas	•292 enfants en crèche (1^{ère} période) •187 enfants en crèche (2^{ème} période)	Al; Ti; AIR	•Échantillons de sol et de poussière collectés pendant 7 jours •Repas et médicaments dupliqués pendant 7 jours •Excréta collectés pendant 4 jours	•Pas de validation de la méthode chez les adultes •Utilisation d'une valeur unique de 15 g/j de selles (pas de pesée des selles)

Référence	Localisation	Population	Traceurs	Caractéristiques	Limites données par les auteurs et les articles et les revues
		•78 en camping •15 hospitalisés (1-5 ans)		•Groupe témoin (hôpital) •Limiting tracer method (LTM)	
Calabrese <i>et al.</i> (1990)	Amherst (Massachusetts, États-Unis)	6 adultes (21-41 ans)	Al; Si; Y; Zr;	•Test de la méthode d'analyse utilisée par Calabrese et al. (1989) pendant 3 semaines •Semaine 1 : ingestion pendant 3 jours de gélules sans sol •Semaine 2 : ingestion de 100 mg de sol pendant 3 jours •Semaine 3 : ingestion de 150 mg de sol pendant 3 jours •Repas et médicaments dupliqués	Effectif faible (n=6)
Calabrese <i>et al.</i> (1997)	Anaconda (Montana, États-Unis)	64 enfants (1-4 ans)	Al; Ce; La; Nd; Si; Ti; Y; Zr	•A proximité d'un site contaminé •Repas et médicaments dupliqués •Concentrations dans les poussières utilisées dans les calculs •Dentifrice fourni •Fèces collectées pendant 7 jours •Best tracer method (BTM)	Estimations plus basses que les études, possible influence de la connaissance de la contamination du site par les habitants
Stanek <i>et al.</i> (Stanek <i>et al.</i> , 1997)	Anaconda (Montana, États-Unis)	10 adultes (5 hommes et 5 femmes) (25-41 ans)	Al; Ce; La; Nd; Si; Ti; Y; Zr	•Tester la méthodologie de l'étude sur les enfants habitants dans le secteur d'Anaconda (Calabrese et al., 1997) •Bilan massique a été réalisé pendant quatre semaines •Gélules contenant des quantités connues de sol ont été ingérées •Ingestion pendant sept jours consécutifs de 0 mg/j, 20 mg/j, 100 mg/j et 500 mg/j de sol de la première à la quatrième semaine.	Effectif faible (n=10)
Davis et Mirick (2006)	Trois villes de l'état de Washington (États-Unis)	Echantillon non aléatoire de 12 enfants (3-7 ans) et leurs parents	Al ; Si ; Ti	•Fèces collectées pendant 11 jours •Échantillons de sol et de poussières collectés •Pesée des selles.	Effectif faible (n=12)

Tableau 2 - Synthèse des corrections et ajustements apportées par les réanalyses aux méthodologies des études expérimentales

Réanalyses	Etude initiale	Population	Corrections et ajustements apportées par les réanalyses
Stanek et Calabrese (1995a)	•Calabrese et al. (1989)	•64 enfants (1-4 ans)	•Supposition d'un temps de transit de 28 heures appliqué à tous les individus ; •Calcul d'une estimation quotidienne globale (médiane) pour chaque enfant (après exclusion des valeurs aberrantes) ; •Modélisation de la distribution annuelle sur 365 jours à l'aide d'une distribution log-normale ajustée aux estimations quotidiennes.
Stanek et Calabrese, (1995b)	•Calabrese et al. (1989) •Davis <i>et al.</i> (1990)	•64 enfants Calabrese et al. (1989) •104 enfants Davis <i>et al.</i> (1990)	•Best tracer method (BTM) : l'objectif est d'améliorer la précision des estimations en limitant les erreurs liées à la récupération des traceurs et celles liées au temps de transit ; •Calculs de nouvelles estimations des quantités de sol ingérées pour chaque étude ; •Estimation calculée combinant les données des deux études.
Stanek et Calabrese (2000)	• Calabrese, Stanek et Barnes (1996) • Calabrese et al. (1997) • Stanek, Calabrese et Barnes (1999)	64 enfants (1-4 ans)	•Objectif : estimer la variabilité entre les jours et les sujets et estimer l'ingestion sur le long terme ; •Identification des valeurs aberrantes ; •Estimation de l'ingestion sur la base des particules <250 µm ; •Modélisation de l'ingestion de sol selon une distribution log-normale •Utilisation de prédicteurs linéaires sans biais (Best Linear Unbiased Predictors, BLUP) pour estimer des p95 sur différentes périodes (7, 30, 90 et 365 jours).
Stanek et Calabrese (2001a)	•Calabrese et al. (1989) •Davis et al. (1990) •Calabrese et al. (1997) •Calabrese, Stanek et Barnes (1997)		•Développement d'un modèle pour identifier les facteurs de biais affectant les estimations ; •Seuls l'aluminium et le silicium retenus.
Stanek et Calabrese (2001b)	Calabrese et al. (1997)	64 enfants (1-4 ans)	•Développement de prédicteurs linéaires sans biais (Best Linear Unbiased Predictors, BLUP) pour corriger les biais liés aux estimations à court terme ; •Simulation des estimations journalières par traceur en supposant qu'elles suivent une distribution normale ; •Estimation de la distribution moyenne à long terme de l'ingestion de sol à partir des estimations journalières issues de Calabrese et al. (1997).

3.2 Méthode par comparaison avec un modèle biocinétique

La méthode par comparaison avec un modèle biocinétique confronte les expositions mesurées dans certaines matrices biologiques (sang et urine) aux expositions modélisées. Les biomarqueurs utilisés peuvent être l'arsenic dans les urines ou le plomb dans le sang. Les modèles employés peuvent être de simples relations empiriques ou des modèles pharmacocinétiques comme le modèle « Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children » (IEUBK) de l'US EPA (US EPA, 1994; Ineris, 2017). Dans un premier temps, la comparaison des valeurs mesurées et modélisées peut permettre de valider le modèle et donc ses paramètres d'entrée, comme cela a été le cas pour le modèle IEUBK.

Par rapport aux autres méthodes, le modèle biocinétique prend en compte différentes sources (air, aliments, eau, sol et poussières) et dans certains cas l'exposition *via* la peau et l'inhalation. Cette approche intègre le fait que les expositions provenant de différentes sources ne sont pas toujours indépendantes. Il est également possible d'avoir des estimations représentatives d'une exposition sur le long terme et des variations saisonnières et climatiques (Moya et Phillips, 2014).

3.2.1 Hogan *et al.* (1998) - Integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children: empirical comparisons with epidemiologic data

Hogan *et al.* (1998) ont utilisé le modèle Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children (IEUBK) (US EPA, 1994) afin de comparer des plombémies mesurées et modélisées dans le but d'analyser la robustesse du modèle.

L'objectif du modèle est d'estimer la probabilité que la plombémie des enfants dépasse un seuil considéré comme préoccupant. Au moment de l'étude de Hogan *et al.*, 1998, la valeur seuil était fixée à 10 µg/dL (ou 100 µg/l). La valeur utilisée depuis 2021 est égale à 3,5 µg/dL (ou 35 µg/l) (CDC, 2021).

Les données d'entrée provenaient de plombémie mesurée en 1991 chez **478 enfants** dans le cadre de trois études épidémiologiques mises en place par l'ATSDR et l'US EPA (ATSDR, 1995). Parmi ces enfants, 38 avaient entre 6 mois et moins d'un an et 440 avaient entre 1 an et moins de 7 ans. Les enfants étaient issus de populations historiquement exposées au plomb et au cadmium provenant des activités d'anciennes fonderies (sites contaminés classés « Superfund sites ») à Palmerton (Pennsylvanie), au Comté de Madison (Illinois), au Comté de Jasper (Missouri) et à Galena (Kansas). Hogan *et al.* (1998) ont regroupé les données du Comté de Jasper (Missouri) et de Galena (Kansas) car ces jeux de données avaient été conçus autour d'un même groupe de comparaison, ce qui permettait d'augmenter la taille des échantillons pour les comparaisons au sein des sous-groupes de chaque ensemble de données.

Les concentrations en plomb dans l'eau de boisson, le sol et les poussières intérieures propres à chaque enfant ont été mesurées et intégrées dans le modèle. Ces concentrations environnementales ainsi que les valeurs par défaut pour l'ensemble des autres données d'entrée du modèle (concentration de plomb dans l'air, temps passé à l'extérieur, apport de plomb par l'alimentation, biodisponibilité, etc.) ont été utilisées dans le modèle. En 1998, les valeurs par défaut d'ingestion de sol et de poussières du modèle sont (cf. 4.3.1.3) :

- 1, 2 et 3 ans : 135 mg/j ;
- 4 ans : 100 mg/j ;
- 5 ans : 90 mg/j ;
- 6 ans : 85 mg/j.

Pour chaque site étudié, les moyennes géométriques des plombémies prédites différaient de moins de 0,7 µg/dL (ou 7 µg/l) de celles mesurées et le pourcentage d'enfants ayant une plombémie dépassant 10 µg/dL différait de celui observé de 4 %.

Hogan *et al.* (1998) précisent que le modèle IEUBK n'est pas conçu pour prédire précisément la plombémie d'un enfant en particulier. Toutefois, les auteurs ont étudié la correspondance entre les plombémies observées et prédites à l'échelle individuelle pour détecter d'éventuelles différences systématiques.

Pour l'échantillon d'individus (n=34) vivant à Palmerton (Pennsylvannie) en 1991, la moyenne géométrique mesurée était de 6,8 µg/dL contre une moyenne géométrique modélisée de 7,5 µg/dL.

Pour l'échantillon d'individus (n=111) vivant au Comté de Jasper (Missouri) et à Galena (Kansas) en 1991, la moyenne géométrique mesurée était de 5,2 µg/dL contre une moyenne géométrique modélisée de 4,6 µg/dL.

Enfin, pour l'échantillon d'individus (n=333) vivant dans le comté de Madison (Illinois), les moyennes géométriques mesurées et modélisées étaient égales (5,9 µg/dL).

3.2.2 Von Lindern *et al.* (von Lindern *et al.*, 2016) - Estimating Children's Soil/Dust Ingestion Rates through Retrospective Analyses of Blood Lead Biomonitoring from the Bunker Hill Superfund Site in Idaho

Von Lindern *et al.* ont eu pour objectif d'estimer les quantités de sol et de poussières ingérées en utilisant le modèle Integrated Exposure Uptake Biokinetic (IEUBK) pour le plomb chez les enfants en utilisant les données de biodisponibilité du plomb dans le sol et les poussières intérieures des maisons situées au niveau du complexe minier et métallurgique de Bunker Hill (Superfund Site) dans l'Idaho. Dans les années 1970, plus de 95 % des enfants vivant près de la fonderie avaient une plombémie supérieure à 40 µg/dL à la suite d'émissions non contrôlées. La fonderie a été fermée en 1981 et une campagne de remédiation a débuté en 1986. Entre 1988 et 2002, des échantillons de sol et de poussières ont été collectés et la plombémie a été mesurée chez les enfants pendant les pics en été. Pendant 15 ans, 5 400 mesures liées au plomb ont été répertoriées chez 2 340 enfants pour donner au total 2 176 mesures de plomb dans le sang, dans le sol et dans les poussières. En 2002, la plombémie moyenne des enfants atteignait 2,2 µg/dL.

Dans cette étude Von Lindern *et al.* (von Lindern *et al.*, 2016), 271 échantillons de sol et de poussières archivés entre 1986 et 2002 ont été analysés pour quantifier les concentrations totales en plomb mais également les concentrations bioaccessibles. Ces échantillons ont été comparés avec les niveaux de plomb dans le sang des enfants et d'autres informations (âge, sexe, localisation du domicile et état de remédiation du sol).

Von Lindern *et al.* ont utilisé les mesures de plombémie, les concentrations de plomb dans les sols à différentes échelles spatiales (« yard soil », « neighborhood soil » et « community soil »), les concentrations dans les poussières domestiques, les données de biodisponibilité et les paramètres par défaut du modèle IEUBK pour l'air, l'eau et l'alimentation. Leur objectif était d'estimer les quantités de sol et de poussières ingérées chez les enfants selon plusieurs scénarios de modélisation par équations structurelles⁴.

Les auteurs ont ainsi déterminé :

- des répartitions en pourcentages entre le sol et les poussières ;
- des quantités de sol et de poussières ingérées selon l'âge ;
- et les apports de plomb provenant d'autres sources (air, eau, alimentation).

Les quantités ingérées de sol et de poussières ont été calculées pour quatre scénarios de répartition de l'origine relative du plomb :

- 55 % poussières intérieures et 45 % sol (55/45, répartition par défaut du modèle IEUBK) ;
- 40 % poussières intérieures, 30 % « yard soil », 30 % moyenne géométrique des « community soil » (40/30/30GM) ;
- 40 % poussières intérieures, 30 % « yard soil », 30 % moyenne arithmétique des « community soil » (40/30/30AM) ;
- 50 % poussières intérieures, 25 % « yard soil », 10 % « neighborhood soil » et 15 % « community soil » (50/25/10/15).

Pour les enfants âgés de 6 mois à 9 ans, les quantités ingérées moyennes de sol et de poussières estimées allaient de **47 mg/j à 100 mg/j** avec des p95 entre 120 mg/j et 493 mg/j. Les enfants âgés de 1 à moins de 2 ans présentaient les ingestions moyennes les plus élevées (entre 89 mg/j et 100 mg/j), tandis que les enfants de plus de 2 ans ingéraient en moyenne 60 mg/j.

Ces quantités ingérées estimées spécifiques à chaque classe d'âge ont ensuite été intégrées au modèle IEUBK pour comparer les plombémies prédites à celles estimées.

⁴ La modélisation par équations structurelles est une méthode statistique multivariée permettant d'analyser les relations entre différentes variables (von Lindern *et al.*, 2016).

Les auteurs ont conclu que les répartitions 50/25/10/15 et 40/30/30 correspondaient le mieux aux plombémies observées.

3.2.3 Limites des études reposant sur des modèles biocinétiques

La méthode par comparaison avec des modèles biocinétiques est le plus souvent utilisé pour comparer des données de biosurveillance (souvent des mesures de plombémie) à des estimations de doses internes (estimées via une chaîne de modélisation) et ne pas invalider les modèles et hypothèses utilisés dans leur globalité. L'utilisation d'un modèle de biocinétique peut présenter le risque de ne pas prendre en compte toutes les sources d'exposition conduisant à une sous-estimation des concentrations des biomarqueurs, ce qui pourrait être interprété à tort comme une surestimation des paramètres d'exposition par défaut du modèle.

3.3 Méthode des profils d'activités

L'approche par les profils d'activités tient compte du budget espace-temps-activité. Elle intègre, par exemple, l'usage des sols, la présence ou l'absence d'un couvert végétal et la saison. Les estimations, qui s'appuient sur les caractéristiques de l'exposition plutôt que sur la source, permettent de différencier les quantités de matériaux ingérés en fonction du lieu. Cependant, elles ne permettent pas d'estimer spécifiquement la quantité de matrice sol ingérée issue du site (Ineris, 2017).

La quantité de sol ingérée est alors estimée comme le produit de différents facteurs (cf. Figure 5) :

- La quantité de sol qui adhère aux mains ;
- La fréquence de contact main-bouche ;
- La surface des mains en contact avec la bouche ;
- L'efficacité du transfert main-bouche.

L'efficacité du transfert main-bouche dépend également de plusieurs facteurs :

- Le type de contact (succion, léchage) ;
- La durée du contact ;
- L'affinité du polluant pour la salive.

Les valeurs retenues pour ces paramètres reposent parfois sur des avis d'experts donnés par les auteurs des études car les données disponibles sont limitées. L'observation du comportement est soit réalisée par les parents, chargés d'évaluer le quotidien de leur enfant, soit par un enquêteur à partir d'une analyse rétrospective d'enregistrements vidéo.

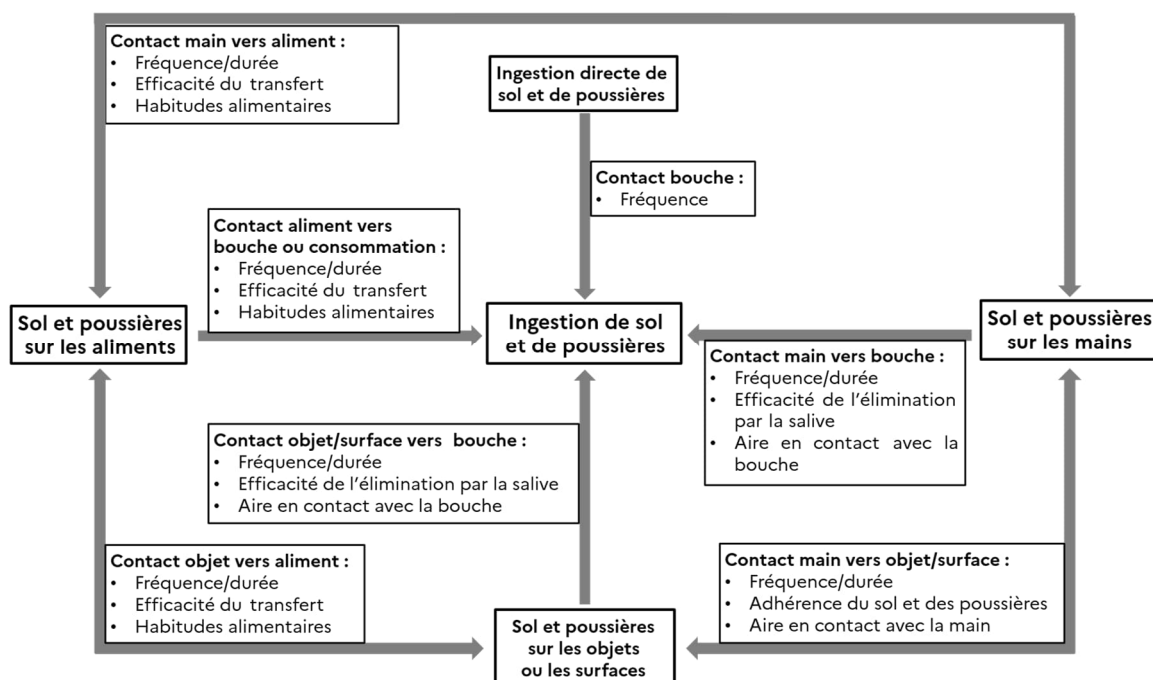


Figure 5 - Voies d'exposition conduisant à l'ingestion non alimentaire de sol ou de poussières chez les enfants, traduit de Ferguson et al. (Ferguson et al., 2024)

Ces trois approches peuvent également tenir compte des facteurs environnementaux, sociaux ou comportementaux. Parmi les facteurs susceptibles d'influencer la quantité de sol ingérée figurent le sexe, l'âge, les conditions climatiques et saisonnières, le lieu de résidence, le type d'habitat, les comportements individuels liés à l'ingestion de sol ainsi que des facteurs sociodémographiques (Ineris et InVS, 2012). Ces études nécessitent une bonne connaissance de l'ensemble des milieux environnementaux et des habitudes individuelles des participants.

3.3.1 Özkaynak *et al.* (Özkaynak *et al.*, 2011) - Modeled Estimates of Soil and Dust Ingestion Rates for Children

Özkaynak *et al.* (Özkaynak *et al.*, 2011) ont simulé les quantités ingérées de sol et de poussières intérieures par des enfants entre 3 ans et moins de 6 ans sur une année à l'aide du modèle probabiliste Stochastic Human Exposure and Dose Simulation (SHEDS-Multimedia model version 3) de l'US EPA.

Le modèle combine des données de budget espace-temps avec des facteurs d'exposition tels que la fréquence de contact main-bouche et la masse de particules sur les mains. Le modèle génère une population fictive d'individus suivie dans le temps.

Dans l'étude, le sol regroupe les particules présentes à l'extérieur et les poussières regroupent les particules présentes à l'intérieur indépendamment de la source (mélange possible entre une source extérieure de transfert de particules et des sources intérieures).

Les auteurs ont simulé une population de 1 000 enfants. Ils ont pris en compte la fréquence et l'efficacité du lavage des mains et l'exposition par contact direct entre les objets et la bouche. À partir de ces éléments, ils ont calculé une ingestion combinée de sol et de poussières de **68 mg/j** en moyenne (60 % provenant du sol extérieur, 30 % de la poussière intérieure et 10 % de particules de poussières adhérentes sur les objets), dont **41 mg/j** de particules de sol ingérées à l'extérieur, et un p95 de **224 mg/j**, dont **175 mg/j** de sol à l'extérieur. Cette étude estime, *via* la modélisation, que l'ingestion de sol par les contacts main-bouche représente la voie majoritaire d'exposition des enfants entre 3 et 6 ans, suivie par l'ingestion de poussières par les contacts main-bouche, puis l'ingestion de poussières par les contacts objet-bouche.

3.3.2 Wilson *et al.* (Wilson *et al.*, 2013) - Revisiting dust and soil ingestion rates based on hand-to-mouth transfer

Wilson *et al.* ont estimé, pour une population canadienne, des quantités ingérées de sol extérieur et de poussières intérieures en utilisant deux approches de modélisation : déterministe et probabiliste. Les paramètres utilisés étaient considérés comme représentatifs de la population canadienne.

Les classes d'âges étudiées sont :

- 0 - <7 mois ;
- 7 mois - <5 ans ;
- 5 ans - <12 ans ;
- 12 ans – <20 ans ;
- 20 ans - <60 ans ;
- Plus de 60 ans.

Les auteurs ont utilisé des données de plusieurs études et ont pris en compte :

- La charge en particules sur les surfaces intérieures ;
- La fraction transférée sur les mains ;
- La surface des mains ;
- La fraction de la main susceptible d'être portée à la bouche ou d'être en contact avec des aliments ;
- La fréquence des contacts main-bouche ;
- La quantité dissoute dans la salive ;
- Le temps d'exposition.

Pour le calcul des quantités de poussières ingérées, l'équation utilisée intègre, entre autres, les paramètres de quantité surfacique de poussières des surfaces horizontales en mg/cm² (« Dust surface load on horizontal surfaces ») ainsi que la fraction de poussières transférée des surfaces aux mains (« Fraction of dust transferred from surface to hand »). Les auteurs ont distingué les quantités de poussières ingérées selon le type de surface : les surfaces dures composées de matériaux non poreux (stratifié, carrelage...) et les surfaces molles (tapis, moquettes...). Des proportions relatives entre surfaces dures et molles sont utilisées pour estimer les quantités ingérées. Le Tableau 3 présente les valeurs centrales (moyennes arithmétiques) des quantités de poussières ingérées estimées par les approches probabiliste et déterministe.

Tableau 3 - Valeurs centrales des quantités de poussières ingérées estimées par les approches probabiliste et déterministe, adapté de Wilson et al. (Wilson et al., 2013)

Classe d'âge	Quantités de poussières ingérées (mg/j)					
	100 % surfaces dures supposées		100 % surfaces molles supposées		50 % surfaces dures et 50 % molles supposées	
	Déterministe	Probabiliste	Déterministe	Probabiliste	Déterministe	Probabiliste
0 - <7 mois	NA	NA	38	36	38	36
7 mois - <5 ans	54	53	29	28	41	41
5 ans - <12 ans	41	41	22	22	31	32
12 ans - <20 ans	2,8	2,8	1,5	1,5	2,2	2,2
20 ans - <60 ans	3,3	3,3	1,8	1,8	2,5	2,6
Plus de 60 ans	3,3	3,4	1,8	1,8	2,5	2,6

Les valeurs centrales et hautes des quantités de sol ingérées estimées par les approches déterministe et probabiliste sont présentées dans le Tableau 4.

Tableau 4 - Valeurs centrales (et p95) des quantités de sol seul, de sol et de poussières combinés ingérées estimées par les approches déterministe et probabiliste, adapté de Wilson et al. (Wilson et al., 2013)

Classe d'âge	Quantités de sol ingérées (mg/j)		Quantités de sol et de poussières ingérées (mg/j)
	Déterministe	Probabiliste	Probabiliste
0 - <7 mois	NA	NA	36 (140)
7 mois - <5 ans	14	20 (64)	61 (204)
5 ans - <12 ans	21	23 (75)	55 (185)
12 ans - <20 ans	1,4	1,5 (5,3)	3,7 (12,6)
20 ans - <60 ans	1,6	1,6 (5,9)	4,2 (14,5)
Plus de 60 ans	1,5	1,2 (4,8)	3,8 (13,5)

Wilson *et al.* indiquent que les données disponibles pour renseigner les paramètres sensibles (masse de particules déposées sur les surfaces dures, celles présentes sur les surfaces molles, masse de particules sur les mains, efficacité du transfert main-bouche) présentent des limites importantes.

Dans son rapport de 2017, l'US EPA présente certaines limites de l'étude notamment le fait que les valeurs d'entrées utilisées proviennent de plusieurs études, chacune ayant leurs propres limites. Parmi celles-ci figurent des incertitudes liées aux méthodologies utilisées :

- Des hypothèses telles qu'un seul contact de la main avec les surfaces ;
- Des hypothèses concernant les parties de la main portées à la bouche ;
- L'absence de prise en compte des effets de l'humidité du sol et des mains sur la charge de sol et de poussières sur la peau ;
- Le modèle utilisé par Wilson *et al.* (Wilson *et al.*, 2013) ne prend pas en compte les contacts des objets vers la bouche.

Le modèle utilisé pourrait ainsi sous-estimer les quantités de sol et de poussières ingérées (US EPA, 2017).

3.3.3 Özkaynak *et al.* (Özkaynak *et al.*, 2022) - Model based prediction of age-specific soil and dust ingestion rates for children

Özkaynak *et al.* (Özkaynak *et al.*, 2022) ont estimé les quantités de sol et de poussières ingérées chez des individus âgés de 0 à 21 ans. Ils ont repris le modèle SHEDS-Soil/Dust développé par l'US EPA et intégré les changements apportés par le SHEDS-Multimedia Multipathway Model (Version 4). Ils ont également modifié le modèle pour intégrer dix classes d'âge afin d'examiner plus spécifiquement des tranches d'âge peu étudiées dans la littérature (moins de 2 ans ; plus de 7 ans). Un scénario spécifique au 0-<6 mois a été implémenté au nouveau SHEDS-Soil/Dust model en ajoutant le fait que les nourrissons sont placés sur des couvertures qui les séparent du sol et l'utilisation de tétines (le précédent modèle présentait un scénario objet-bouche mais pas spécifique aux tétines des nourrissons).

Le modèle génère des individus fictifs auxquels sont assignés des profils d'activités provenant de la base de données Consolidated Human Activity Database (CHAD) gérée par l'US EPA. Les individus sont ensuite suivis au cours du temps et leur exposition est modifiée en fonction de leur comportement issu de la base CHAD. Le modèle permet de déterminer des statistiques individuelles (moyennes journalières) et populationnelles (percentiles) (Özkaynak *et al.*, 2022).

Des simulations ont été effectuées pour obtenir un échantillon de 5 000 individus pour chaque classe d'âge pendant une année. Les variations saisonnières ont également été étudiées. Les résultats sont présentés dans le Tableau 5.

Tableau 5 - Quantités ingérées de sol et de poussières estimées par Özkaynak *et al.* (2022)

Classe d'âge	Valeurs (mg/j)	
	Valeur centrale (moyenne)	Valeur haute (p95)
0-<1 mois	32	103
1-<3 mois	36	116
3-<6 mois	37	112
6 mois - <1 an	44	133
1-<2 ans	48	140
2-<3 ans	52	158
3-<6 ans	59	190
6-<11 ans	56	187
11-<16 ans	44	161
16-<21 ans	23	99

Les auteurs notent que les estimations modélisées sont inférieures à la plupart des résultats précédemment rapportés pour les enfants âgés de 1 à 7 ans. Les auteurs font l'hypothèse que les différences saisonnières pourraient contribuer à la surestimation des quantités ingérées chez les enfants dans les études utilisant des traceurs, celles-ci étant généralement réalisées en été ou au début de l'automne, périodes où l'ingestion de sol et de poussières est la plus élevée.

Ils rapportent que leurs estimations moyennes pour les 2-<6 ans (52-67 mg/j) sont cohérentes avec celles obtenues par Wilson *et al.* (Wilson *et al.*, 2013) (profils d'activité) et von Lindern *et al.* (von Lindern *et al.*, 2016) (modèle biocinétique).

En revanche, ils soulignent que les estimations issues de von Lindern *et al.* (von Lindern *et al.*, 2016) sont beaucoup plus élevées pour les moins de 1 an (86 mg/j) et les 1-<2 ans (94 mg/j). Ils notent que ces différences pourraient être expliquées par le fait que l'étude de von Lindern *et al.*, 2016) a été réalisée à partir des concentrations maximales saisonnières de plomb dans le sang, que la taille de l'échantillon est plus faible et que le site est contaminé (Superfund site).

Enfin, les auteurs comparent leurs estimations à la valeur de référence de l'US EPA. Ils précisent que leurs estimations annuelles modélisées pour les 1-<6 ans (48 mg/j pour les 1-<2 ans, 52 mg/j pour les 2-<3 ans et 59 mg/j pour les 3-<6 ans) sont inférieures à la valeur de 80 mg/j recommandée dans le rapport « Exposure Factors Handbook » (US EPA, 2017).

Concernant les limites de la méthodologie, certaines variables d'entrée sont basées sur des données limitées et d'autres sont extrapolées à partir d'observations ou reposent sur l'expertise des auteurs. Les résultats du modèle peuvent également être biaisés par des incertitudes liées à sa conception et aux nouveaux scénarios définis. Le modèle pourrait également prendre en compte d'autres voies de transfert tels que le frottement des mains. En l'absence d'autres études menant une démarche similaire de modélisation pour les adultes, les auteurs ne peuvent pas comparer leur méthodologie ni leurs résultats à cette classe d'âge.

3.3.4 Hubbard *et al.* (Hubbard *et al.*, 2022) - Model-based predictions of soil and dust ingestion rates for U.S. adults using the stochastic human exposure and dose simulation soil and dust model

Hubbard *et al.* ont utilisé le modèle SHEDS-Soil/Dust, développé par Özkaynak *et al.* en 2011 et 2022 (Özkaynak *et al.*, 2011, 2022) (études portant sur des individus de moins de 21 ans) pour estimer les distributions des quantités de sol et de poussières ingérées chez les adultes âgés de 21 ans et plus ayant des niveaux de contact variables avec le sol et la poussière. Le modèle suit le transfert de sol et de poussières vers les mains *via* :

- Des contacts avec le sol et les poussières ;
- Le retrait par le lavage ;
- Les contacts main-bouche et objet-bouche (selon les auteurs, les contacts objet-bouche sont considérés comme négligeables chez les adultes).

Le modèle repose sur une simulation d'un échantillon d'individu adulte dans laquelle chaque individu est associé à un journal d'activités décrivant son comportement issu de la base de données Consolidated Human Activity Database (CHAD).

Certaines distributions des paramètres d'entrée ont été modifiées par les auteurs afin de simuler l'exposition pour quatre profils d'activités des individus :

- Exposition faible au sol et aux poussières (population générale) ;
- Exposition modérée au sol (les jardiniers amateurs par exemple) ;
- Exposition forte au sol par les professionnels (ouvriers du bâtiment, agriculteurs/ouvriers agricoles...) – groupe avec le plus de contacts main-bouche ;
- Exposition forte aux poussières intérieures (habitations particulièrement poussiéreuses en raison d'un nettoyage peu fréquent ou de la présence d'une moquette ancienne) – groupe permettant de représenter une limite supérieure pour l'exposition aux poussières.

La Figure 6⁵ présente certains des résultats de l'étude, les prédictions du modèle pour le groupe « exposition modérée au sol » sont similaires aux recommandations de l'« Exposure Factor Handbook » de l'US EPA (2017) identifié par l'acronyme « EFH, 2017 ».

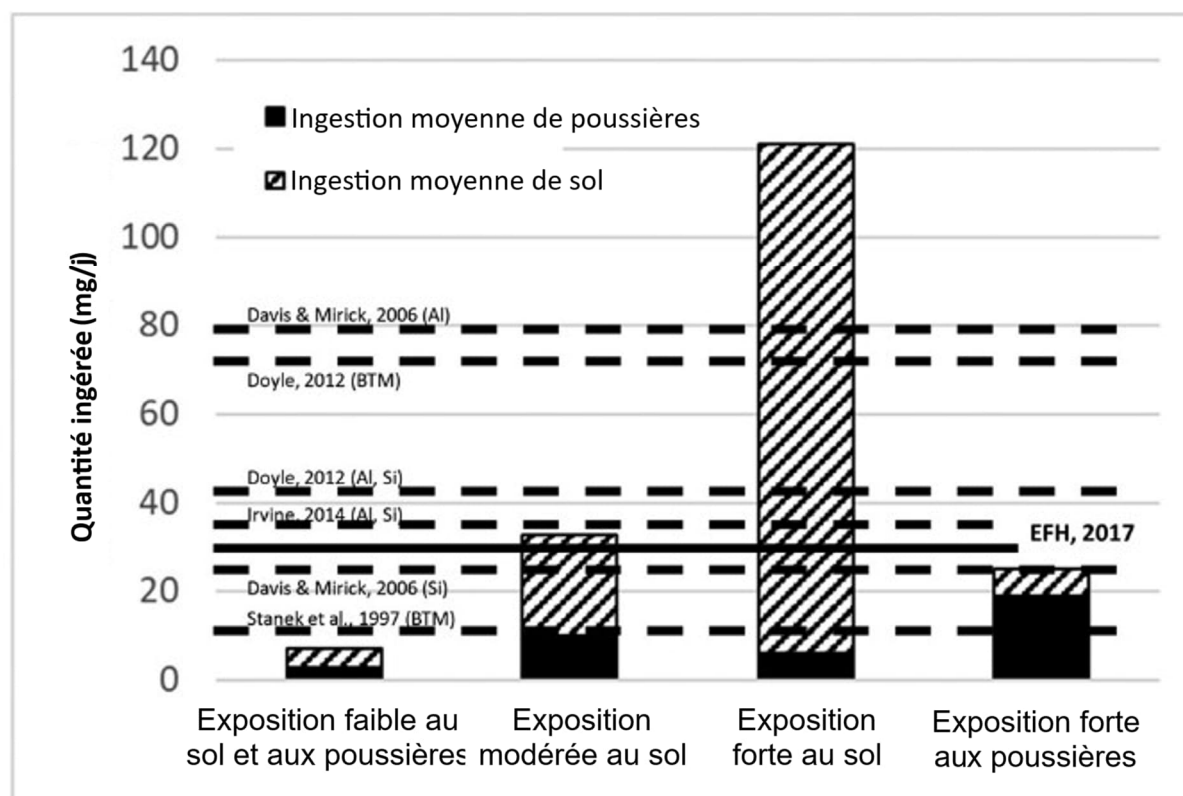


Figure 6 - Comparaison des valeurs estimées pour les adultes par Hubbard et al. (Hubbard et al., 2022) et par différentes études, traduit de Hubbard et al. (Hubbard et al., 2022)

Les auteurs mentionnent plusieurs limites à leur méthodologie. Certaines valeurs pour les paramètres d'entrée sont limitées pour les adultes. Certaines valeurs reposent sur des avis d'experts donnés par Hubbard et al. (Hubbard et al., 2022). Les résultats peuvent également être influencés par des

⁵ Les publications de Doyle et al. (Doyle et al., 2012) et de Irvine et al. (Irvine et al., 2014) figurant sur la Figure 6 ne sont pas détaillées dans le présent document car elles étudient des populations vivant dans des réserves naturelles (« wilderness areas/lifestyle ») aux États-Unis et au Canada.

incertitudes liées aux scénarios ou à la conception du modèle. D'autres voies d'exposition auraient pu être prises en compte mais les auteurs manquaient de données robustes ou d'autres études comparables.

3.3.5 Limites des études reposant sur les profils d'activité

L'approche fondée sur l'observation des profils d'activités, couplée à la modélisation, permet d'estimer séparément les contributions du sol extérieur et des poussières intérieures à l'ingestion de particules. Cependant, des biais importants peuvent apparaître en cas de mauvaise interprétation ou lorsqu'il est impossible de capturer l'ensemble des comportements et des paramètres associés. De fortes incertitudes existent aussi sur les paramètres utilisés pour estimer les transferts des surfaces touchées vers bouche. De même, la collecte de données comportementales par questionnaires peut être biaisée en raison d'une mauvaise compréhension des questions ou d'un biais de rappel (Moya et Phillips, 2014).

3.4 Nouvelles méthodologies et méta-analyses

3.4.1 Stanek, Calabrese et Xu (2012) - Meta-Analysis of Mass-Balance Studies of Soil Ingestion in Children

Stanek, Calabrese et Xu (2012) ont analysé les données de 216 enfants de quatre études (Calabrese *et al.*, 1989, 1997; Davis *et al.*, 1990; Davis et Mirick, 2006). Seules les données des traceurs aluminium (Al) et silicium (Si) ont été retenues car considérées comme les plus fiables. Les auteurs ont également identifié 11 % des données correspondant à chaque individu sur chaque période comme des valeurs aberrantes et les ont exclues. Les enfants présentant un comportement de pica ont été exclus.

En se basant uniquement sur l'aluminium et le silicium, les nouvelles quantités estimées pour les enfants sont **26 mg/j** (moyenne), **33 mg/j** (médiane) et **79 mg/j** (p95).

3.4.2 Moya et Phillips (Moya et Phillips, 2014) - A review of soil and dust ingestion studies for children

Dans leur revue, Moya et Phillips présentent les trois méthodologies permettant d'estimer les quantités de sol et de poussières ingérées et discutent leurs limites. Ils synthétisent également les études disponibles ayant donné des estimations de quantités ingérées. Les auteurs examinent également les études sur la prévalence de l'ingestion de sol, de poussières ou d'autres substances non comestibles chez les enfants et les adultes (Moya et Phillips, 2014).

Les publications utilisant la méthode des traceurs retenues dans la revue sont :

- Binder, Soul et Maughan (Binder, Soul et Maughan, 1986) ;
- Clausing, Brunekreef et van Wijnen (Clausing, Brunekreef et van Wijnen, 1987) ;
- Wong (1988) réanalysé par Calabrese et Stanek (1993)⁶ ;
- Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1989) ;
- Barnes (Barnes, 1990) ;
- van Wijnen, Clausing et Brunekreef (van Wijnen, Clausing et Brunekreef, 1990) ;
- Davis *et al.* (Davis *et al.*, 1990) ;
- Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 1995b) ;
- Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1997) ;
- Calabrese, Stanek et Barnes (Calabrese, Stanek et Barnes, 1997) ;
- Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006) ;
- Stanek, Calabrese et Xu (2012).

Les publications utilisant la méthode de comparaison avec un modèle biocinétique présentées dans la revue sont :

- Hogan *et al.* (Hogan *et al.*, 1998) ;
- Von Lindern *et al.* (Lindern *et al.*, 2003).

Les publications utilisant la méthode des profils d'activités présentées dans la revue sont :

- Lepow *et al.* (Lepow, Bruckman et Rubino, 1974; Lepow *et al.*, 1975) ;
- Day, Hart et Robinson (Day, Hart et Robinson, 1975) ;
- Duggan et Williams (Duggan et Williams, 1977) ;
- Özkaynak *et al.* (Özkaynak *et al.*, 2011).

Le Tableau 6 présente les gammes des quantités de sol et de poussières ingérées obtenues par Moya et Phillips (Moya et Phillips, 2014) à partir de plusieurs études listées ci-dessus.

⁶ Wong (1988) n'a pas été présentée dans le présent document car l'étude porte sur un échantillon d'enfants résidant en Jamaïque. Calabrese et Stanek (1993) n'a également pas été présentée car l'étude se focalise sur les comportements de pica.

Tableau 6 – Gammes des moyennes des quantités de sol et de poussières ingérées, adapté de Moya et Phillips (2014)

Méthodologie	Quantités de sol et de poussières ingérées (mg/j)
Traceur	26-470 ^a
Modèle biocinétique	110
Profils d'activités	10-1 000 ^b

^a Estimations basées sur les données des traceurs aluminium (Al) et silicium (Si) de Binder, Soul et Maughan (Binder, Soul et Maughan, 1986), Clausing, Brunekreef et van Wijnen (Clausing, Brunekreef et van Wijnen, 1987), Wong (1988), Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1989), van Wijnen, Clausing et Brunekreef (van Wijnen, Clausing et Brunekreef, 1990), Davis *et al.* (Davis *et al.*, 1990), Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 1995b), Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1997), Calabrese, Stanek et Barnes (Calabrese, Stanek et Barnes, 1997), Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006) et Stanek, Calabrese et Xu (2012).

Les données sont des moyennes sauf pour van Wijnen, Clausing et Brunekreef (van Wijnen, Clausing et Brunekreef, 1990), (moyenne géométrique par la méthode LTM) et pour Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 1995b) (méthode BTM).

^b Large éventail de valeurs basées sur des hypothèses rudimentaires de Day, Hart et Robinson (Day, Hart et Robinson, 1975) concernant les activités liées à l'ingestion de sol.

Moya et Phillips indiquent que les données disponibles au moment de la rédaction de leur revue proviennent principalement d'études menées entre les années 1980 et 1990 et que les profils d'activités, le temps passé dans différents lieux et les pratiques d'hygiène peuvent évoluer avec le temps. Ces facteurs peuvent influencer les quantités de sol et de poussières transférées à la bouche et ingérées. Par ailleurs, la localisation géographique, le climat, la saison et les propriétés du sol peuvent également avoir un impact sur ces quantités (Moya et Phillips, 2014). Les auteurs mentionnent que la méthodologie utilisée par Özkaynak *et al.* (Özkaynak *et al.*, 2011) est la seule parmi celles des publications listées ci-dessus qui fait la distinction entre les proportions de sol et de poussières ingérées. Enfin, ils indiquent que pour certains contaminants ou groupe d'âge, l'ingestion de poussières pourrait être plus élevée que celle de sol.

3.4.3 Özkaynak *et al.* (Özkaynak *et al.*, 2023) - Advancing methodologies used in trace element-based mass balance studies to separately estimate soil and dust ingestion rates for children

Özkaynak *et al.* (Özkaynak *et al.*, 2023) porte sur des enfants de 1 à 7 ans et avait pour objectif d'évaluer les études réalisées en Amérique du Nord basées utilisant la méthode des bilans de masse et considérées comme "clé" par l'US EPA pour l'élaboration de leurs recommandations (US EPA, 2017).

Les auteurs partent du constat que la méthode par les bilans de masses ne permet pas de distinguer l'ingestion de sol et l'ingestion de poussières. Selon eux, elle n'est donc pas directement applicable dans un objectif d'évaluation des risques. Ainsi, ils ont développé une nouvelle méthode permettant de faire la séparation entre l'ingestion de sol à l'extérieur et de poussières à l'intérieur afin d'obtenir une représentation réaliste de l'exposition au cours d'une journée. Les auteurs estiment qu'il est également possible de prédire au sein des quantités ingérées de poussières, quelle part provient directement du sol extérieur et quelle part provient du sol extérieur tracté à l'intérieur.

Özkaynak *et al.* (Özkaynak *et al.*, 2023) ont utilisé les données de cinq études utilisant la méthode des bilans de masses (Calabrese *et al.*, 1989; Davis *et al.*, 1990; Stanek et Calabrese, 1995b; Calabrese, Stanek et Barnes, 1997; Davis et Mirick, 2006) et des simulations du modèle SHEDS-Soil/Dust.

Deux nouvelles variables ont été ajoutées au modèle SHEDS-Soil/Dust par Özkaynak *et al.* (Özkaynak *et al.*, 2023) :

- R (ratio entre la concentration en poussières et celle de sol), calculé à partir des données des cinq études initiales ;
- IRR_w (ratio entre la quantité ingérée de poussières et celle de sol), calculé à partir des données de profils d'activités d'enfants de différentes classes d'âge du modèle SHEDS-Soil/Dust (Özkaynak *et al.*, 2011, 2022).

Les estimations obtenues par Özkaynak *et al.* (Özkaynak *et al.*, 2023) sont présentées dans le Tableau 7.

Tableau 7 - Comparaison des moyennes des études initiales et des nouvelles estimations pour les enfants de Özkaynak et al. (Özkaynak et al., 2023) avec le modèle SHEDS-Soil/Dust

Références	Méthode	Quantité ingérée de sol estimée dans les études	Quantité de sol extérieur ingérée prédite	Quantité de poussières intérieures ingérée prédite	Quantité de sol extérieur et de poussières intérieures prédite
Calabrese et al. (Calabrese et al., 1989) Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 1995b)	BTM ^a	132	38	94	132
	SHEDS-Soil/Dust	/	22	30	52
Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006) Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 1995b)	BTM ^a	69	48	56	104
	SHEDS-Soil/Dust	/	31	28	59
Calabrese et al. (Calabrese et al., 1997) Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 1995b)	BTM ^b	66	30	71	101
	SHEDS-Soil/Dust	/	23	30	53
Calabrese, Stanek et Barnes (Calabrese, Stanek et Barnes, 1997)	Moyenne ^c	129	37	172	209
	SHEDS-Soil/Dust	/	12	36	49
Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006)	Moyenne ^c	38	21	23	44
	SHEDS-Soil/Dust	/	31	28	59
^a Valeurs basées sur la BTM. ^b Valeurs basées sur le meilleur traceur de la BTM. ^c Moyenne de Al et Si.					

Özkaynak et al. (Özkaynak et al., 2023) indiquent que les résultats obtenus avec la nouvelle méthodologie montrent que les estimations de l'ingestion de sol (uniquement extérieur) sont inférieures aux valeurs d'ingestion totale de sol rapportées par les anciennes études. Cela s'explique par le fait que ces études ne distinguaient pas clairement le sol extérieur et la poussière intérieure, ce qui conduisait à des valeurs globalement plus élevées (Özkaynak et al., 2023).

En revanche, ils mentionnent que les estimations de l'ingestion combinée de sol et de poussières obtenues avec la nouvelle approche sont supérieures à celles des anciennes études (à l'exception de Calabrese, Stanek et Barnes, 1997). Cette différence s'explique par une meilleure prise en compte de la part de poussières intérieures, qui était auparavant sous-estimée ou non différenciée dans les anciennes études. Excepté pour Calabrese, Stanek et Barnes (Calabrese, Stanek et Barnes, 1997), les estimations du modèle (sol et poussières) sont de 40 à 60 % inférieures à celles issues de la méthode des bilans de matières. Pour Calabrese, Stanek et Barnes (Calabrese, Stanek et Barnes, 1997), elles sont en revanche 30 % plus élevées (Özkaynak et al., 2023).

Dans leur conclusion, les auteurs mentionnent que la poussière intérieure peut contenir une certaine quantité provenant de l'extérieur et tractée à l'intérieur. Si cette quantité tractée peut être mesurée ou estimée, alors il est possible de calculer l'ingestion totale de sol en combinant la quantité de sol extérieur avec la part de la poussière intérieure attribuable au sol tracté à l'intérieur. Selon l'objectif, les évaluateurs de risques peuvent soit utiliser ces données, soit utiliser uniquement la quantité de poussières intérieures (Özkaynak et al., 2023). Les auteurs indiquent qu'une méthode privilégiée serait une méta-analyse statistique. Ils sortent en 2024 la publication "Meta-analysis of soil and dust ingestion studies" (Cohen et al., 2024).

3.4.4 Cohen et al. (2024) - Meta-analysis of soil and dust ingestion studies

Cohen et al. (2024) ont réalisé une méta-analyse à partir de onze études réalisées aux Etats-Unis et au Canada portant sur les enfants et les adultes :

- Calabrese et al. (Calabrese et al., 1989) ;

- Davis *et al.* (Davis *et al.*, 1990) ;
- Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1997) ;
- Calabrese, Stanek et Barnes (Calabrese, Stanek et Barnes, 1997) ;
- Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006) ;
- Doyle *et al.* (Doyle *et al.*, 2012)⁷ ;
- Wilson *et al.* (Wilson *et al.*, 2013) ;
- Irvine *et al.* (Irvine *et al.*, 2014) ;
- von Lindern *et al.* (von Lindern *et al.*, 2016) ;
- Özkaynak *et al.* (Özkaynak *et al.*, 2022) ;
- Hubbard *et al.* (Hubbard *et al.*, 2022).

Les données extraites de ces études sont uniquement basées sur l'aluminium comme traceur. Elles incluent également des comportements de pica chez les enfants.

Les auteurs ont estimé les quantités de sol et de poussières ingérées par les enfants et les adultes catégorisés en dix classes d'âges : 1-<3 mois, 3-<6 mois, 6-<12 mois, 1-<2 ans, 2-<3 ans, 3-<6 ans, 6-<11 ans, 11-<16 ans, 16-<21 ans, plus de 21 ans. Pour chaque classe d'âge, les quantités ont été estimées suivant chaque type de méthode (traceurs, profils d'activités et biocinétique). Des estimations globales combinant ces trois types d'études ont également été calculées.

Trois approches statistiques ont été utilisées pour combiner ces estimations :

- Méthode à effets fixes (méthode de l'inverse de la variance, "I-V"). Elle suppose que les effets observés dans les différentes études sont similaires. Elle donne plus de poids aux études ayant des estimations plus précises, c'est-à-dire celles avec une variance plus faible.
- Méthode des moments de DerSimonian et Laird (1986) ("DSL"). Cette méthode à effets aléatoires tient compte de la variabilité entre les études, en estimant à la fois l'effet global et la variabilité des effets entre les différentes études.
- Méthode du maximum de vraisemblance restreint ("MIXED"). Elle est également à effets aléatoires, mais elle utilise une approche plus flexible pour estimer à la fois les effets moyens et les variabilités, en prenant en compte des structures plus complexes de données.

Les moyennes estimées et les intervalles de confiance sont regroupés dans le Tableau 8. Les bornes inférieures négatives ne sont pas remplacées par zéro.

⁷ Les publications de Doyle *et al.* (2012) et Irvine *et al.* (2014) n'ont pas été présentées dans le présent document car elles portent sur des populations vivant dans des zones de nature sauvage (« wilderness/traditional lifestyle ») en Amérique du nord.

Tableau 8 - Moyennes des quantités de sol et de poussières ingérées et leur intervalle de confiance en fonction des classes d'âge des méthodes de méta-analyse, adapté de Cohen et al. (2024)

Classe d'âge	Effectif total	Méthode de méta-analyse	Moyenne (mg/j)	Ecart-type (mg/j)	Borne inférieure (mg/j)	Borne supérieure (mg/j)
0 - <1 mois	205 000	I-V All	35,28	0,26	34,77	35,8
		DSL All	34,04	2	30,12	37,96
		MIXED All	34,04	2	8,63	59,45
1-<3 mois	205 000	I-V All	36	0,27	35,47	36,53
		DSL All	36	0,27	35,47	36,53
		MIXED All	36	0,27	32,56	39,44
3 - <6 mois	205 000	I-V All	36,16	0,27	35,64	36,68
		DSL All	36,32	0,47	35,41	37,24
		MIXED All	36,32	0,47	30,39	42,26
6 - <12 mois	405 054	I-V All	54,46	0,14	54,18	54,74
		DSL All	66,54	19,5	28,32	104,76
		MIXED All	66,79	18,28	-165,52	299,1
1 - <2 ans	205 314	I-V All	60,47	0,17	60,15	60,8
		DSL All	73,07	18,43	36,95	109,19
		MIXED All	73,71	17,71	-2,46	149,89
2 - <3 ans	205 443	I-V All	60,71	0,17	60,39	61,04
		DSL All	61,31	4,79	51,93	70,7
		MIXED All	61,26	5,05	39,52	83
3 - <6 ans	405 862	I-V All	57,66	0,11	57,44	57,88
		DSL All	58,16	2,39	53,47	62,85
		MIXED All	57,96	0,57	55,5	60,42
6 - <11 ans	206 062	I-V All	55,03	0,15	54,74	55,32
		DSL All	55,02	0,15	54,73	55,31
		MIXED All	55,02	0,15	54,39	55,66
11 - <16 ans	405 000	I-V All	3,93	0,01	3,91	3,95
		DSL All	34,23	20,86	-6,65	75,11
		MIXED All	23,95	19,85	-228,33	276,22
16 - <21 ans	405 000	I-V All	3,92	0,01	3,9	3,93
		DSL All	6,48	0,3	5,88	7,07
		MIXED All	13,45	9,53	-107,62	134,51
≥21 ans	410 146	I-V All	4,01	0,01	3,99	4,02
		DSL All	23,88	12,69	-0,98	48,75
		MIXED All	32,36	8,41	-74,55	139,27

Le Tableau 9 présente les résultats finaux de la méta-analyse par la méthode MIXED. Les bornes inférieures négatives ont été remplacées par zéro.

Tableau 9 – Estimations finales des méta-analyses sur les données des quantités de sol et de poussières ingérées calculées avec la méthode MIXED, adapté de Cohen et al. (2024)

Classe d'âge	Moyenne (mg/j)	Intervalle de confiance à 95 % (mg/j)
0 - <1 mois	36	(9, 59)
1-<3 mois	36	(33, 39)
3 - <6 mois	36	(30, 42)
6 - <12 mois	68	(0, 299)
1 - <2 ans	72	(0, 150)
2 - <3 ans	60	(40, 83)
3 - <6 ans	56	(56, 60)
6 - <11 ans	56	(54, 56)
11 - <16 ans	24	(0, 276)
16 - <21 ans	12	(0, 135)
≥21 ans	32	(0, 139)

Les auteurs indiquent que les estimations moyennes de quantités de sol et de poussières ingérées de chaque type d'étude étaient dans l'ensemble cohérentes avec les recommandations de l'US EPA (US EPA, 2017). Les estimations moyennes sont comprises entre 36 et 68 mg/j pour les nourrissons, entre 56 et 72 mg/j pour les jeunes enfants, et entre 12 et 32 mg/j pour les adolescents et les adultes.

Lorsque les trois types d'études étaient combinés, les limites supérieures des intervalles de confiance à 95 % étaient généralement les plus faibles pour la méthode I-V et les plus élevées pour la méthode MIXED.

Selon les auteurs, les estimations peuvent être utilisées pour des évaluations de risques stochastiques et fournissent une meilleure estimation des taux d'ingestion de sol et de poussière à travers les classes d'âge.

4 Valeurs retenues par des agences ou instituts

4.1 Introduction

Une recherche bibliographique non exhaustive a été menée au printemps 2025 afin de répertorier des valeurs recommandées ou proposées par différents agences ou instituts sanitaires et environnementaux en Europe, en Amérique du Nord et en Océanie. Ces valeurs d'ingestion de sol ainsi que, le cas échéant, de poussières ont pu être déterminées selon diverses approches bien qu'elles reposent majoritairement sur les mêmes études utilisant la méthode des traceurs. Cette revue vise à présenter de manière synthétique l'approche adoptée par chaque agence et à dégager des tendances.

Début 2026, l'OCDE a publié un rapport concernant les facteurs d'exposition de l'enfant qui répertorie les quantités de sol ingérées retenues par d'autres pays ou régions du monde qui n'avaient pas été identifiés lors de nos recherches au printemps 2025, notamment la Corée, le Japon et l'Allemagne et qui n'ont pas pu être intégrées à nos travaux (OECD, 2026).

Afin d'assurer la cohérence des données présentées dans ce document et de pallier des différences d'approche entre organisme, le terme « valeur centrale » regroupera les médianes, les moyennes et les 60^{ème} percentiles (p60) retenus par les organismes. Le terme « valeur haute » regroupera, quant à lui, les 90^{ème} (p90) et 95^{ème} percentiles (p95) ainsi que les maximums.

Les valeurs présentées ci-après ne tiennent pas compte, dans la mesure du possible, des comportements suivants chez les enfants ou chez les adultes :

- Le pica : ingestion récurrente de matières non alimentaires comme des quantités inhabituellement élevées de sol. Les enfants peuvent ingérer des quantités entre 1 000 et 5 000 mg/j voire atteindre 60 000 mg/j (Ineris et InVS, 2012) ;
- La géophagie : ingestion intentionnelle de sol généralement en lien avec des pratiques culturelles (Ineris et InVS, 2012).

4.2 Valeurs françaises

4.2.1 Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques – Ineris (2012, 2017)

4.2.1.1 *Institut de Veille Sanitaire (InVS) & Ineris (2012)*

En 2007, l'InVS et l'Ineris ont mis en place un groupe de travail (GT) qui a publié en 2012 le rapport « Quantité de terre et de poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants » (Ineris et InVS, 2012). Ce rapport présentait un état des lieux et des propositions d'utilisation des données dans le cadre d'évaluation des risques sanitaires. Le GT proposait de retenir des valeurs de la publication de Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b), qui s'appuie sur les données expérimentales collectées par Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1997) sur 64 enfants de 1 à 4 ans. Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b) avait établi une distribution statistique pour représenter l'exposition chronique (estimations annuelles) par ingestion de sol et de poussières des enfants.

Le GT distingue deux cas d'utilisation des données de Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b) :

- L'approche déterministe, dont l'objectif est de construire un ou plusieurs scénarios pour décrire les caractéristiques de la population étudiée. Chaque variable utilisée dans les scénarios se voit attribuer un ou plusieurs descripteurs de la distribution (médiane, moyenne ou un percentile de la distribution). La distribution de Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b) fournit une moyenne de **31 mg/j** et un maximum de **137 mg/j**. Le GT proposait de retenir plus particulièrement la médiane de **24 mg/j** et le p95 de **91 mg/j**.
- L'approche probabiliste, dont l'objectif est d'utiliser une distribution pour représenter la variabilité des paramètres d'entrée des calculs d'exposition. L'influence des paramètres sur les variabilités des expositions estimées peut également être déterminée. Le GT proposait soit d'utiliser directement la distribution empirique de Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b) en portant attention aux valeurs négatives, soit d'ajuster une loi de distribution statistique théorique à la distribution empirique cumulée. Le GT a ainsi donné une distribution théorique ajustée à partir des données de Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et

Zorn, 2001b). Les valeurs négatives n'ont pas été exclues. Afin de ne pas générer des valeurs négatives ou invraisemblables, le GT a borné la distribution entre 0 et 200 mg/j. Après un tirage de 10 000 itérations, le GT a alors proposé une distribution générée aléatoirement à partir de la distribution log-normale ajustée aux données de Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b) bornée entre 0 et 200 mg/j dont la moyenne est égale à **32,9 mg/j**.

Cependant, les auteurs de la publication originale de 2001 ainsi que le GT de 2012 indiquaient que le comportement des enfants a pu être affecté par la vigilance des familles informées de la contamination du site (Calabrese *et al.*, 1997; Ineris et InVS, 2012).

La distribution de Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b) fournit des valeurs représentant une exposition chronique. En complément, le GT propose une distribution possibiliste, des valeurs pour des durées d'expositions plus courtes en opposition à l'exposition chronique. Les auteurs indiquent que l'approche possibiliste « permet d'exploiter quantitativement une information incomplète et imprécise sur une variable ». Pour obtenir ces valeurs à court terme, le GT s'appuie sur les données de Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1989), Davis *et al.* (Davis *et al.*, 1990), Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1997) et Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006).

Dans la conclusion du rapport en 2012, le GT mentionne que les données ne sont pas complètement satisfaisantes parce qu'elles manquent de robustesse.

4.2.1.2 Ineris (2017)

Dans le cadre de ses missions d'appui au ministère en charge de l'environnement, l'Ineris a conçu et met à disposition l'outil de modélisation multi-média Modul'ERS pour estimer les concentrations dans les milieux, les expositions et les risques sanitaires. Cet outil peut donc être utilisé pour réaliser des calculs de risques dans le cadre de la gestion de sites pollués ou de celle des émissions des ICPE. Pour faciliter l'utilisation de cet outil, des valeurs par défaut (valeurs centrales, minimales et maximales) sont proposées dans le logiciel et, lorsque cela est possible, les distributions associées.

En 2017, le rapport « Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel Modul'ERS » (Ineris, 2017) présentait les informations collectées et sélectionnées dans le but de renseigner les paramètres d'exposition suivants :

- Masse corporelle ;
- Hauteur de respiration ;
- Masses des différents aliments d'origine végétale et animale consommés par jour ;
- Fractions de ces aliments exposées à la contamination d'un site ;
- Quantités de sol ingérées ;
- Quantité d'eau de consommation ingérée ;
- Fractions de temps passé à l'intérieur et à l'extérieur sur le site.

Ces données sont des propositions de valeurs visant à couvrir un maximum de cas possibles. Un intervalle de variation est également donné lorsque les informations disponibles le permettent. Comme il est rappelé dans les documents associés au logiciel, l'utilisateur du logiciel doit vérifier la pertinence des valeurs proposées pour son cas d'étude et utiliser des valeurs plus adaptées si nécessaires, en justifiant ces modifications dans le rapport d'étude.

Dans l'outil Modul'ERS, sept classes d'âge sont proposées :

- Classe d'âge 1 : [0-1 an[;
- Classe d'âge 2 : [1-3 ans[;
- Classe d'âge 3 : [3-6 ans[;
- Classe d'âge 4 : [6-11 ans[;
- Classe d'âge 5 : [11-15 ans[;
- Classe d'âge 6 : [15-18 ans[;
- Classe d'âge 7 : plus de 18 ans.

Les classes d'âge 3, 4, 5 et 6 correspondent respectivement aux âges des individus en école maternelle, au primaire, au collège et au lycée du système scolaire français.

Pour la quantité de sol ingérée, une valeur centrale et une valeur conservatoire sont proposées pour les différentes classes d'âge. Les valeurs préconisées sont basées sur des études établissant des bilans massiques grâce à la mesure directe des traceurs dans les aliments et les selles.

Pour les enfants, à l'issue d'une analyse bibliographique, quatre études portant sur les enfants conduites aux États-Unis ont été sélectionnées (Calabrese *et al.*, 1989, 1997; Davis *et al.*, 1990; Davis et Mirick, 2006). Les moyennes des quantités de sol ingérées ont été retenues pour calculer la valeur centrale. Si une étude présentait plusieurs valeurs pour différents traceurs, la médiane de ces valeurs a été calculée avant de déterminer la valeur centrale.

La moyenne pondérée a ensuite été calculée avec la valeur retenue pour chaque étude et l'effectif des populations correspondant. Les valeurs retenues pour le calcul de la valeur centrale sont présentées dans le Tableau 10.

Tableau 10 - Valeurs moyennes utilisées par l'Ineris pour la définition de la valeur centrale de la quantité de sol ingérée par les enfants, adapté d'Ineris (2017)

Références	Moyenne (mg/j)	Commentaire
Calabrese <i>et al.</i> (1989) réanalysé par Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 2000)	57	N = 63 (1-4 ans) Valeur basée sur la médiane de quatre traceurs (Si, Al, Y, Zr)
Calabrese <i>et al.</i> (1997a) réanalysé par Stanek et Calabrese (2000) et Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b)	31	N = 64 (1-4 ans) Valeur basée sur la médiane de sept traceurs et exclusion des valeurs aberrantes
Davis <i>et al.</i> (Davis <i>et al.</i> , 1990)	39 (aluminium)	N = 101 (2-7 ans)
	82 (silicium)	
Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006)	37 (aluminium)	N = 12 (2-7 ans)
	39 (silicium)	

La moyenne ainsi obtenue pour les enfants a été arrondie à **50 mg/j**. L'Ineris indique que cette valeur est cohérente avec les estimations de Clausing, Brunekreef et van Wijnen (Clausing, Brunekreef et van Wijnen, 1987) dont la quantité moyenne de sol ingérée est égale à 56 mg/j (enfants en école maternelle) et de van Wijnen, Clausing et Brunekreef (van Wijnen, Clausing et Brunekreef, 1990) dont la quantité moyenne de sol ingérée est égale à 69 mg/j (enfants en garderie). Ces valeurs sont également similaires aux valeurs recommandées par le VITO (2008) qui précisent que les moyennes d'ingestion de sol et de poussières se situent probablement entre 40 et 80 mg/j (voir 4.3.4).

Une valeur conservatoire de **200 mg/j** est également définie à partir des p95 arrondis égaux à 210 mg/j (pour l'étude réalisée à Amherst) et à 141 mg/j (hors enfant présentant un comportement de pica) respectivement calculés par Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 2000) et Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b).

Pour les adultes, les recommandations sont basées sur les données de trois études réalisées aux États-Unis par Stanek et Calabrese (1995b), Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1997) et Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006). L'Ineris mentionne que les effectifs d'adultes sont faibles et ne sont donc pas représentatifs de la population générale. De plus, l'étude de Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006) montre que l'exposition des adultes est plus variable que celle des enfants. En effet, les moyennes calculées sont beaucoup plus élevées que les médianes. Par conséquent, la valeur centrale a été calculée à partir des quantités médianes de sol détaillées dans le Tableau 11. Le calcul de cette valeur suit le même principe que celui de la valeur centrale pour les enfants. Ainsi, la valeur centrale pour les adultes est arrondie à **20 mg/j** (contre 54 mg/j si les moyennes avaient été utilisées).

Les valeurs proposées pour les adultes sont également comparées dans le rapport Ineris (2017) aux valeurs recommandées par le VITO (2008). Le VITO indique que les valeurs d'ingestion de sol pour les adultes se situeraient probablement entre une médiane de 25 mg/j et une moyenne de 45 mg/j (voir 4.3.4). Les valeurs proposées par l'Ineris sont donc cohérentes avec celles proposées par le VITO.

Tableau 11 - Valeurs médianes utilisées par l'Ineris pour la définition de la valeur centrale de la quantité de sol ingérée par les adultes, adapté d'Ineris (2017)

Références	Médiane (mg/j)	Commentaire
Stanek et Calabrese (1995b)	87	N = 18 Valeur basée sur la médiane des quatre meilleurs traceurs
Stanek <i>et al.</i> (Stanek <i>et al.</i> , 1997)	-14 (1 ^{ère} semaine)	N = 10 Valeurs basées sur la médiane des quatre meilleurs traceurs
	18 (2 ^{ème} semaine)	
	-5 (3 ^{ème} semaine)	
Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006)	92 (aluminium – femmes)	N = 33
	68 (aluminium – hommes)	
	23 (silicium – femmes)	
	26 (silicium – hommes)	

Une valeur conservatoire de **400 mg/j**, à pondérer en fonction du temps d'activité entraînant une forte exposition au sol, est proposée à partir des données suivantes :

- du p90 égal à 142 mg/j calculé par Stanek et Calabrese (1995b) ;
- des p95 égaux à 376 mg/j (deuxième semaine) et à 285 mg/j (troisième semaine) calculés par Stanek *et al.* (Stanek *et al.*, 1997) ;
- des maximums égaux à 476 mg/j (pour les femmes) et à 367 mg/j (pour les hommes) calculés par Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006).

L'Ineris note que la valeur conservatoire proposée est supérieure aux p95 calculés par le VITO (2008) pour des scénarios de jardiniers et d'ouvriers des travaux publics estimée avec la méthode des profils d'activité. En effet, le VITO estimait que ces valeurs étaient comprises entre 120 à 200 mg/j (voir 4.3.4).

Les valeurs proposées pour les différentes classes d'âges sont synthétisées dans le Tableau 12.

Tableau 12 - Valeurs proposées par l'Ineris en 2017 pour la quantité de sol ingérée pour différentes classes d'âge

Classe d'âge	Valeur centrale (mg/j)	Valeur conservatoire (mg/j)
Classe d'âge 1 : [0-1 an[	30 ^a	200 ^d
Classe d'âge 2 : [1-3 ans[	50 ^b	
Classe d'âge 3 : [3-6 ans[		
Classe d'âge 4 : [6-11 ans[		
Classe d'âge 5 : [11-15 ans[	20 ^c	400 ^e
Classe d'âge 6 : [15-18 ans[		
Classe d'âge 7 : plus de 18 ans		

^a L'hypothèse retenue est que les enfants de 0 à 6 mois ont peu de contact direct avec le sol. Une valeur centrale de 0 mg/j a été définie pour cette tranche d'âge et une valeur centrale de 50 mg/j pour les enfants de 6 mois à 1 an. Ainsi, la valeur centrale retenue pour les enfants de 0 à 1 an est fixée à 30 mg/j (25 mg/j arrondie à 30 mg/j).

^b D'après Calabrese et al. (1989) réanalysé par Stanek et Calabrese (2000), Calabrese et al. (1997) réanalysé par Stanek et Calabrese (2000) et Stanek, Calabrese et Zorn (2001b), Davis *et al.* (1990) et Davis et Mirick (2006).

^c Les données des adultes ont été utilisées pour les classes d'âge 5 et 6 en raison de l'absence de données adaptées. Leurs activités sont considérées comme étant plus proches de celles des adultes que de celles des jeunes enfants.

^d D'après Stanek et Calabrese (2000) et Stanek et al. (2001b).

^e D'après Stanek et Calabrese (1995a), Stanek et al. (Stanek *et al.*, 1997) et Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006).

4.2.2 Haute Autorité de Santé - HAS (2020)

En 2020, la HAS, en partenariat avec la Société de toxicologie clinique (STC), a élaboré la recommandation de bonnes pratiques (RBP) « Dépistage, prise en charge et suivi des personnes potentiellement surexposées à l'arsenic inorganique du fait de leur lieu de résidence ». Cette RBP est destinée aux professionnels de santé et porte sur le dépistage, la prise en charge et le suivi des populations vivant sur des sites à risque de pollution par l'arsenic inorganique.

La HAS a établi des valeurs de surveillance biométriologique pour l'arsenic et a défini des paramètres physiologiques et comportementaux déterminant l'exposition à l'arsenic pendant la vie entière. Les classes d'âges proposées sont :

- 0-6 mois (nourrisson) ;
- 7 mois - 4 ans (jeune enfant) ;
- 5-11 ans (enfant) ;
- 12-19 ans (adolescent) ;
- 20-70 ans (adulte).

Dans ce rapport, la HAS propose une hypothèse moyenne et une hypothèse haute pour la quantité de sol ingérée.

Pour l'hypothèse moyenne, les valeurs de quantité de sol ingérée retenues (valeurs centrales) sont :

- **0 mg/j** pour les nourrissons (0-6 mois) ;
- **31 mg/j** pour les jeunes enfants et les enfants (7 mois - 11 ans) – issue de Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b) et retenue par l'InVS et l'Ineris (Ineris et InVS, 2012) ;
- **10 mg/j** pour les adolescents et les adultes (plus de 12 ans) –issue de l'étude de Stanek *et al.* (1997).

Pour l'hypothèse haute, les valeurs de quantité de sol ingérée retenues (valeurs hautes) sont pour toutes les classes d'âge le p95 de **200 mg/j** proposé par le RIVM (RIVM, 2001) (excepté pour les nourrissons avec une valeur haute égale à 0 mg/j).

4.2.3 Haut Conseil de la Santé Publique – HCSP (2014, 2021, 2022)

4.2.3.1 Avis de 2014/2021

En 2014, le Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP) a été saisi par la Direction générale de la santé (DGS) dans le but de déterminer de nouveaux objectifs de gestion pour réduire l'exposition des populations au plomb. Le rapport « Expositions au plomb : détermination de nouveaux objectifs de gestion » a été rédigé. L'accent est mis sur les enfants étant donné qu'ils sont les plus exposés et les plus sensibles aux effets des contaminations environnementales par le plomb. L'exposition au plomb contenu dans le sol est directement liée à son ingestion.

Le HCSP a modélisé la plombémie en utilisant des données environnementales et les paramètres par défaut du modèle pharmacocinétique « Integrated Exposure Uptake Biokinetic » (IEUBK) (White *et al.*, 1998). Pour le paramètre « quantité de sol et poussières ingérée », les valeurs retenues **pour les enfants** sont **100 mg/j** pour la valeur centrale et **200 mg/j** pour la valeur haute, issues du rapport « Exposure factors handbook » de l'US EPA (U.S. EPA, 2011).

Le HCSP note que d'autres valeurs existent mais qu'elles peuvent conduire « à des valeurs [dans les milieux], déclenchant un dépistage, plus élevées pour les sols et les poussières » (HCSP, 2014). Par exemple, le HCSP indique que les valeurs basées sur la seule étude de Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b) retenue par l'InVS et l'Ineris (Ineris et InVS, 2012) sont quatre à cinq fois moins élevées que la valeur par défaut du modèle « Integrated Exposure Uptake Biokinetic » (IEUBK). De plus, en 2011, l'US EPA n'avait pas retenu l'étude de Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b) pour calculer des recommandations mais l'avait classée comme étude pertinente.

En 2021, le HCSP a été de nouveau saisi par la DGS pour compléter l'avis rendu en 2014. Le nouveau rapport « Plomb dans l'environnement extérieur. Recommandations pour la maîtrise du risque » retient pour l'ingestion de sol et de poussières les mêmes valeurs proposées en 2014 provenant de l'US EPA (U.S. EPA, 2011). Selon les auteurs, le modèle est toujours valide et les valeurs des paramètres de modélisation n'ont pas significativement changé (HCSP, 2021).

4.2.3.2 Publications de 2022

En 2022, le HCSP publie trois rapports nommés « Définition de valeurs repères pour des contaminants des sols pollués » relatifs à la définition de « valeurs repères pour des contaminants des sols pollués » (arsenic, cadmium et mercure) (HCSP, 2022). Pour la définition des valeurs repères, trois voies d'exposition sont définies : inhalation, ingestion de végétaux et ingestion de sol. Les valeurs repères sont définies sur un exercice de calculs des risques sanitaires mené pour différents scénarios d'usage du site (culture urbaine ou agricole, usage résidentiel avec ou sans potager, établissements sensibles,

parcs, aires de jeux...). Les calculs des risques sanitaires ont été réalisés avec le logiciel Modul'ERS et une approche probabiliste de calcul de risque a été retenue.

Pour le paramètre « ingestion de sol », le HCSP a retenu :

- **Pour les enfants** de 0 à 6 ans, une distribution de moyenne de **32,9 mg/j**, un écart-type de 27,4 mg/j, un p90 de 67,8 mg/j et un maximum de **200 mg/j** issus des travaux de l'InVS et de l'Ineris en se basant sur les données de Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b) ;
- **Pour les adultes**, une distribution basée sur la loi log-normale avec une moyenne de **45 mg/j**, recommandée par le VITO (2008), un maximum de **400 mg/j** proposé par l'Ineris (Ineris, 2017) et un écart-type de 94,5 mg/j pour obtenir un p95 compris entre **120 et 200 mg/j**.

4.3 Valeurs à l'international

4.3.1 U.S. Environmental Protection Agency - US EPA (1989, 1997, 2006, 2008, 2009, 2011, 2017)

4.3.1.1 *Recommandations du « Exposure Factors Handbook »*

L'Agence pour la Protection de l'Environnement Américaine (US. Environmental Protection Agency, US EPA) a publié pour la première fois son guide « Exposure Factors Handbook » en 1989 (US EPA, 1989). Il fournit des informations et des recommandations sur divers facteurs physiologiques et comportementaux utilisés pour évaluer l'exposition aux substances chimiques. Le guide a été mis à jour une première fois en 1997 puis en 2009 et en 2011 (US EPA, 1997, 2009; U.S. EPA, 2011). Depuis 2017, plusieurs chapitres ont de nouveau été révisés dont le chapitre 5 « Soil and Dust Ingestion » (US EPA, 2017). Le chapitre inclut un état de l'art des publications scientifiques publiées jusqu'à 2016 et une révision des recommandations.

Parallèlement, un autre guide « Child-Specific Exposure Factors Handbook » a été publié en 2006 puis mis à jour en 2008 dans le but de fournir des facteurs d'expositions, dont l'ingestion de sol et de poussières, propres aux enfants (US EPA, 2006, 2008).

L'US EPA définit le sol comme étant les particules déposées sur les objets et les surfaces extérieurs (poussières déposées à l'extérieur). La poussière intérieure déposée est également définie comme les particules présentes à l'intérieur des bâtiments et qui se sont déposées sur les objets, les surfaces, les sols et les moquettes. Elles incluent des particules de sol transportées de l'extérieur vers l'intérieur. Dès lors, pour des raisons de simplification, l'US EPA inclue dans le terme « ingestion de sol », le sol et la poussière déposée à l'extérieur et dans le terme « ingestion de poussières », uniquement la poussière déposée à l'intérieur.

L'US EPA a recommandé des valeurs de quantités de sol et de poussières ingérées sur la base d'études considérées comme « clés » c'est-à-dire les plus récentes et les plus rigoureuses d'un point de vue scientifique. Ces études « clés » se divisent en deux catégories : les études primaires et les réanalyses.

À l'exception des études centrées sur la géophagie et les comportements de pica, les études « clés » primaires sont :

- Calabrese *et al.* (1989) et Barnes (1990) - Traceurs ;
- Davis *et al.* (1990) - Traceurs ;
- Calabrese *et al.* (1997) - Traceurs ;
- Stanek *et al.* (1998) et Calabrese, Stanek et Barnes (1997) - Traceurs ;
- Davis et Mirick (2006) - Traceurs .

Les réanalyses « clés » identifiées par l'US EPA sont :

- Calabrese et Stanek (1995) - Traceurs ;
- Stanek et Calabrese (1995b) - Traceurs ;
- Hogan *et al.* (1998) – Modèle biocinétique ;
- Özkaynak *et al.* (2011) – Modèle biocinétique ;
- Wilson *et al.* (2013) – Profil d'activité ;
- von Lindern *et al.* (2016) – Modèle biocinétique .

L'US EPA souligne que les études précédemment mentionnées présentent d'importantes limites. Celles qui utilisent la méthode des traceurs ou des modèles biocinétiques comportent de nombreuses sources d'erreurs de mesure. Certains paramètres d'entrée des modèles sont incertains et certaines hypothèses

pourraient conduire à sous-estimer des quantités ingérées. Les études basées sur les traceurs sont majoritairement centrées sur l'ingestion de sol extérieur et non sur l'ingestion de poussières intérieures contrairement aux études biocinétiques et de profils d'activités. Enfin, les périodes d'études ne représentent globalement pas des comportements sur le long terme.

L'US EPA a retenu les sept classes d'âge suivante qui permettent de combiner celles utilisées dans les différents articles « clés » :

- <6 mois ;
- [6 mois-1 an[;
- [1-2 ans[;
- [2-6 ans[;
- [1-6 ans[;
- [6-12 ans[
- >12 ans.

Des recommandations de valeurs centrales (« central tendency ») et de valeurs hautes (« upper percentile ») ont été formulées pour ces sept classes d'âge.

Le concept de valeurs centrales est utilisé plutôt qu'une statistique précise (moyenne ou médiane) en raison des incertitudes liées aux méthodes pour estimer des distributions journalières (ATSDR, 2018). Les recommandations de valeurs centrales reflètent généralement la moyenne arithmétique des valeurs d'une même étude, de plusieurs études avec la même méthodologie ou de plusieurs études avec des méthodologiques différentes. Cependant, pour les [1-6 ans[, la moyenne des médianes des trois et la moyenne des quatre meilleurs traceurs de Stanek et Calabrese (1995b) ont été retenues. De même, pour les études de Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1997) et de Calabrese, Stanek et Barnes (Calabrese, Stanek et Barnes, 1997), la moyenne du meilleur traceur (« best tracer ») et la moyenne basée sur l'aluminium et le silicium ont été retenues.

Les valeurs hautes, quant à elles, sont basées sur les p95. L'US EPA mentionne qu'il existe une plus grande incertitude pour les valeurs hautes car les biais dus aux erreurs d'échantillonnage, de mesure et d'analyse sont plus susceptibles d'influencer les estimations des percentiles que celles des moyennes (US EPA, 2017). Les valeurs recommandées par l'US EPA sont présentées dans le Tableau 13.

Tableau 13 - Valeurs recommandées pour l'ingestion de sol et les poussières par l'US EPA en 2017 (US EPA, 2017)

Classe d'âge	Quantité ingérée totale (sol+ poussière)		Quantité ingérée Sol		Quantité ingérée Poussières intérieures	
	Valeur centrale (en mg/j)	Valeur haute (en mg/j)	Valeur centrale (en mg/j)	Valeur haute (en mg/j)	Valeur centrale (en mg/j)	Valeur haute (en mg/j)
[0-6 mois[	40 ^a	100 ^g	20	50	20	60
[6 mois-1 an[	70 ^b	200 ^h	30	90	40	100
[1-2 ans[	90 ^c	200 ⁱ	40	90	50	100
[2-6 ans[	60 ^c	200 ^j	30	90	30	100
[1-6 ans[	80 ^d	200 ^k	40	90	40	100
[6-12 ans[	60 ^e	200 ^l	30	90	30	100
≥12 ans	30 ^f	100 ^m	10	50	20	60

^a Valeur arrondie de 36 mg/j de Wilson *et al.* (2013).

^b Moyenne arrondie de la valeur de 81 mg/j (moyenne de deux modèles les mieux adaptés, « best-fit models ») von Lindern *et al.* (2016) et de 61 mg/j (valeur par défaut du modèle de 85 mg/j divisée par un facteur 1,4 ; voir 3.2.1) de Hogan *et al.* (1998).

^c Arrondie de la valeur de 92 mg/j (moyenne de deux modèles les plus ajustés, « best-fit models ») et de 61 mg/j (moyenne de deux modèles les plus ajustés, « best-fit models ») de von Lindern *et al.* (2016).

^d Moyenne arrondie des valeurs de Calabrese *et al.* (1989) réanalysé par Stanek et Calabrese (1995a) (132 mg/j, moyenne des médianes des quatre meilleurs traceurs pour chaque enfant), de Davis *et al.* (1990) réanalysé par Stanek et Calabrese (1995a) (69 mg/j, moyenne des médianes des trois traceurs pour chaque enfant), de Calabrese *et al.* (1997a) (66 mg/j, moyenne du meilleur traceur pour chaque enfant), de Calabrese *et al.* (1997b) (129 mg/j, moyenne des valeurs pour l'aluminium et le silicium), de Hogan *et al.* (1998) (113 mg/j), de Özkaynak *et al.* (2011) (68 mg/j), von Lindern *et al.* (2016) (67 mg/j) et Wilson *et al.* (2013) (61 mg/j). Une moyenne des valeurs par méthode a d'abord été calculée puis une moyenne globale des trois approches en a été déduite. Cette moyenne globale est égale à 84 mg/j (arrondie à 80 mg/j).

^e Moyenne arrondie des valeurs de 55 mg/j de Wilson *et al.* (2013) et de 56 mg/j de von Lindern *et al.* (2016).

^f Moyenne arrondie des valeurs de 52 mg/j de Davis et Mirick (2006) et de 4 mg/j de Wilson *et al.* (Wilson *et al.*, 2013).

^g Arrondie de 140 mg/j (Wilson *et al.*, 2013).
^h Arrondie de 208 mg/j (von Lindern *et al.*, 2016)
ⁱ Arrondie de 240 mg/j (von Lindern *et al.*, 2016).
^j Arrondie de 162 mg/j (von Lindern *et al.*, 2016).
^k Moyenne arrondie des p95 de Calabrese *et al.* (1989) réanalysé par Stanek et Calabrese (1995a) (154 mg/j), de Calabrese *et al.* (1997a) (282 mg/j), de Özkaynak *et al.* (2011) (224 mg/j), von Lindern *et al.* (2016) (178 mg/j) et Wilson *et al.* (2013) (204 mg/j). Une moyenne des valeurs par méthode a d'abord été calculée puis une moyenne globale des trois approches en a été déduite. Cette moyenne globale est égale à 206 mg/j (arrondie à 200 mg/j).
^l Moyenne arrondie de 155 mg/j von Lindern *et al.* (2016) et de 185 mg/j Wilson *et al.* (2013).
^m Les auteurs ont calculé un ratio de 3,2 entre les tendances moyennes et hautes pour les autres groupes d'âges. La valeur de la tendance moyenne a été multipliée par ce ratio pour donner une tendance haute de 100 mg/j.

4.3.1.2 Paramètres des équations des Regional Screening Levels (RSLs)

Les « Regional Screening Levels »⁸ (RSL) sont des valeurs de concentrations utilisées pour aider à identifier les polluants et les zones nécessitant une vigilance particulière au cours de l'évaluation préliminaire d'un site contaminé (« Superfund site »). Elles sont établies à partir d'équations standardisées de l'US EPA et servent à évaluer la présence potentielle de contaminants dans l'air, l'eau et les sols. Les RSL sont calculées pour plusieurs niveaux de risque : 0,1 et 1 pour le Quotient de Danger (QD) et 10⁻⁶ pour l'Excès de Risque Individuel (ERI). Pour chaque contaminant, les RSL indiquent des valeurs qui, si elles sont dépassées peuvent justifier des investigations complémentaires. Ces RSL sont remis à jour régulièrement notamment en fonction de l'évolution des valeurs toxicologiques de référence (VTR), la dernière version datant de novembre 2024⁹.

Les paramètres d'exposition, des données toxicologiques et des scénarios d'usage du sol (résidentiel ou industriel) fixés. Ces équations sont utilisées pour estimer les risques sanitaires pour les enfants, adultes et travailleurs selon les scénarios d'usage des sols (résidentiel, tertiaire).

Les quantités de sol et de poussières intérieures ingérées utilisées comme paramètre dans les équations des RSL sont présentées dans le Tableau 14.

Tableau 14 – Quantités de sol et de poussières intérieures ingérées utilisées comme paramètre dans les équations des RSL d'après l'US EPA (1991a, 2002)

Scénario	Population	Valeur (mg/j)
Résidentiel	Enfants (1-6 ans)	200 ^a
	Adultes	100 ^a
Travailleur à l'intérieur (« indoor worker »)	Adultes	50 ^b
Travailleur à l'extérieur (« outdoor worker »)		100 ^c
Travailleur dans la construction (« construction worker »)		330 ^d
Travailleur mixte intérieur/extérieur (« composite worker »)		100

^a Ces valeurs prennent en compte l'ingestion à la fois de sol extérieur et de poussières intérieures. Elles sont considérées comme représentant des valeurs maximales pour l'ingestion de sol et de poussières. Il est précisé que ces valeurs supposent une exposition constante sur 350 jours par an. L'équation pour calculer une exposition au sol et aux poussières sur 30 ans est décomposée en une première durée d'exposition de 6 ans avec une ingestion de 200 mg/j et une deuxième durée d'exposition de 24 ans avec une ingestion de 100 mg/j. Les valeurs d'ingestion de sol et de poussières sont basées sur les données de Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1989), Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1990), Davis *et al.* (Davis *et al.*, 1990) et van wijnen *et al.* (van Wijnen, Clausing et Brunekreef, 1990).
^b D'après Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1990).
^c Identique au scénario résidentiel pour les adultes.
^d D'après Stanek *et al.* (Stanek *et al.*, 1997) correspondant au p95 (Table 9).

4.3.1.3 Recommandations du modèles IEUBK (1994, 2021)

Le modèle « Integrated Exposure Uptake Biocinetic Model for Lead in Children » (IEUBK) a été développé comme un outil d'évaluation de l'exposition au plomb chez les enfants dans le contexte des sites contaminés du « Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act » (CERCLA, dit « Superfund »). C'est un outil de référence permettant de prédire la plombémie chez les

⁸ Page « Regional Screening Levels (RSLs) » (date de modification indiquée 26/06/2025) : <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls>. Consultée le 11/08/2025.

⁹ Page "Regional Screening Levels (RSLs) – Generic Tables": <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>. Consultée le 12/08/2025.

enfants. Sept classes d'âges sont prédéfinies dans le modèle pour le paramètre « Age-Dependent Soil and Dust Ingestion Rate » : 0-<1 an, 1-<2 ans, 2-<3 ans, 3-<4 ans, 4-<5 ans, 5-<6 ans et 6-<7 ans.

Dans les versions antérieures (IEUBK v1.1), les valeurs par défaut pour les quantités de sol et de poussières ingérées étaient basées sur des études utilisant la méthode des traceurs : Binder, Soul et Maughan (Binder, Soul et Maughan, 1986), Clausing, Brunekreef et van Wijnen (Clausing, Brunekreef et van Wijnen, 1987) et Sedman (1989) (U.S. EPA, 1994).

Dans l'étude de Clausing, Brunekreef et van Wijnen (Clausing, Brunekreef et van Wijnen, 1987), les quantités de sol ingérées ont été estimées indirectement pour deux groupes d'enfants âgés de 2 à 4 ans : d'une part, des enfants fréquentant l'école maternelle et, d'autre part, des enfants hospitalisés considérés comme témoins sans contact avec le sol (voir 3.1.1.2). La quantité moyenne de sol ingérée était égale à 105 mg/j pour les enfants de l'école maternelle et à 49 mg/j pour les enfants hospitalisés. Afin de tenir compte des apports de traceurs *via* l'alimentation et d'autres sources que le sol, la moyenne du groupe témoin (49 mg/j) a été soustraite à celle des écoliers (105 mg/j), ce qui donne une valeur corrigée égale à 56 mg/j pour les écoliers.

Binder, Soul et Maughan (Binder, Soul et Maughan, 1986) ont estimé des quantités moyennes de sol ingérées par des enfants âgés de 1 à 3 ans en se basant sur l'aluminium et le silicium (voir 3.1.1.1). Les valeurs moyennes étaient respectivement égales à 181 mg/j et 184 mg/j, tandis que les moyennes géométriques étaient égales à 128 mg/j et à 130 mg/j. L'application de la correction utilisée par Clausing, Brunekreef et van Wijnen (Clausing, Brunekreef et van Wijnen, 1987) aux résultats de Binder, Soul et Maughan (Binder, Soul et Maughan, 1986) conduit à des valeurs ajustées comprises entre 85 et 135 mg/j. Cette plage a été retenue pour les classes d'âge 1-<2 ans, 2-<3 ans et les 3-<4 ans.

Pour les autres classes d'âges (0-<1 an, 4-<5 ans, 5-<6 ans et 6-<7 ans), les plages de quantités de sol ingérées ont été calculées en appliquant les changements relatifs à l'âge déterminés par Sedman (Sedman, 1989) à partir de données sur les plombémies et la prévalence des comportements de mise à la bouche. Pour les enfants de moins d'un an, la borne inférieure a été fixée à 0 mg/j, car il a été considéré que le contact avec les surfaces sales (« dirty surfaces ») était limité pendant les six premiers mois de vie, jusqu'au début des déplacements des nourrissons.

Le modèle a été mis à jour en 2021 pour y incorporer des données plus récentes. Pour la version 2.0 du modèle, les valeurs par défaut du paramètre « Age-Dependent Soil and Dust Ingestion Rate » ont été mises à jour par le « Technical Review Workgroup Lead Committee ». Le processus est décrit dans le guide de l'utilisateur « User's Guide for the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children (IEUBK) Version 2.0 » (U.S. EPA, 2021). Ces nouvelles valeurs s'appuient sur l'étude de von Lindern *et al.* (von Lindern *et al.*, 2016), réalisée à partir de données collectées au niveau du site Superfund de Bunker Hill en Idaho (voir 3.2.2).

Dans cette étude, von Lindern *et al.* (von Lindern *et al.*, 2016) ont estimé les quantités de sol et de poussières ingérées selon quatre scénarios de répartition de l'origine relative du plomb. L'un de ces scénarios attribue 50 % de la contribution au plomb aux poussières intérieures, 25 % au « yard soil », 10 % au « neighborhood soil » et 15 % au « community soil », soit une répartition 50/25/10/15. von Lindern *et al.* (von Lindern *et al.*, 2016) ont conclu que la répartition 50/25/10/15 était l'une des répartitions qui correspondait le mieux aux plombémies observées. L'étude de von Lindern *et al.* (von Lindern *et al.*, 2016) a été retenue car il a été jugé par le comité que son approche fournissait la meilleure estimation des valeurs centrales des quantités de sol et de poussières ingérées selon l'âge, afin d'appuyer les évaluations des risques menées dans le cadre des sites Superfund (CERCLA) ou des actions correctives prévues par le « Resource Conservation and Recovery Act » (RCRA). Ainsi, ces valeurs sont devenues les nouvelles recommandations par défaut du modèle IEUBK.

Le Tableau 15 compare les valeurs anciennes et mises à jour.

Tableau 15 – Comparaison des anciennes et nouvelles valeurs par défaut des quantités de sol et de poussières ingérées (en mg/j) du modèle IEUBK (1994, 2021)

Classe d'âge	Valeurs initiales	Valeurs mises à jour
0-<1 an	85	86
1-<2 ans	135	94
2-<3 ans	135	67
3-<4 ans	135	63
4-<5 ans	100	67
5-<6 ans	90	52
6-<7 ans	85	55

4.3.1.4 Facteurs d'exposition par défaut recommandés par le « California Department of Toxic Substances Control » (DTSC)

Les valeurs par défaut établies par le DTSC sont utilisées dans les ERS concernant des sites de déchets dangereux et des installations soumises à autorisation (« permitted facilities ») en Californie. Une note présentant les valeurs des paramètres par défaut a été publiée par le DTSC en avril 2025 (DTSC, 2025). Trois scénarios sont proposés : résidentiel, industriel et construction. **Pour les enfants**, une quantité de sol ingérée égale à **200 mg/j** est recommandée pour le scénario résidentiel (aucune valeur pour les deux autres scénarios). **Pour les adultes**, une quantité de sol ingérée de 100 mg/j est recommandée pour les scénarios résidentiel et industriel, et de 330 mg/j pour le scénario construction. Les valeurs établies par le DTSC sont présentées dans le Tableau 16.

Tableau 16 – Valeurs par défaut (en mg/j) établies par le DTSC pour le paramètre d'ingestion de sol (DTSC, 2025)

Scénario	Enfant	Adulte	Références
Résidentiel	200	100	US EPA (US EPA, 1991b; U.S. EPA, 2011)
Industriel	/	100	US EPA (US EPA, 2002; U.S. EPA, 2014)
Construction	/	330	US EPA (US EPA, 2002) D'après Stanek <i>et al.</i> (Stanek <i>et al.</i> , 1997)

4.3.1.5 Projets financés par l'USEPA en 2021

En 2021, l'US EPA a financé sept équipes de recherche pour un total de 9 millions de dollars afin de mieux comprendre l'exposition des jeunes enfants à des polluants *via* l'ingestion de sol et de poussières¹⁰.

Les jeunes enfants sont susceptibles d'ingérer des quantités importantes de sol et de poussières du fait de leur comportement (jeux au sol et port de leurs mains et d'autres objets à la bouche). Pour les enfants, en particulier ceux âgés de 6 mois à 6 ans, l'ingestion de sol et de poussières peut être une voie majeure d'exposition à des produits chimiques. Les travaux financés par l'US EPA visent à améliorer les estimations des taux d'ingestion de ces produits chimiques chez les enfants. Des mesures précises et complètes des taux d'ingestion de sol et de poussières sont cruciales pour des évaluations de risques robustes. Les équipes de recherche listées ci-dessous ont reçu des financements du programme Science to Achieve Results (STAR) de l'US EPA. La majorité des projets ont commencé à l'été 2021 et se sont achevés en mai 2025. Chaque équipe de recherche poursuit actuellement la rédaction de publications. Les résumés ci-dessous ont été extraits du site de l'US EPA à la date de juin 2025.

4.3.1.5.1 Emory University

L'équipe de l'Emory University avait pour objectif de comprendre et atténuer l'exposition des enfants aux contaminants chimiques dans les quartiers où la contamination des sols par le plomb et les éléments traces est élevée, notamment à l'ouest d'Atlanta.

Les objectifs incluent :

- La cartographie des concentrations de contaminants, notamment le plomb, dans les sols de l'ouest d'Atlanta ;
- L'estimation des quantités de sol et de poussières ingérées par les enfants de 6 mois à 6 ans *via* des matrices biologiques (sang, urine et salive) ;
- La production de paramètres d'exposition plus précis pour l'évaluation des risques.

Deux articles sur la problématique du plomb dans les sols ont été publiés. Le premier article, Peters *et al.* (2023), présente les résultats concernant la contamination en plomb dans les sols de l'ouest d'Atlanta. Les auteurs indiquent que l'agriculture urbaine est émergente aux États-Unis mais que le risque d'exposition aux métaux lourds et métalloïdes augmente *via* le contact avec des sols contaminés. Les résultats de l'article montrent que la majorité des sites étudiés présentaient des niveaux de plomb inférieurs à l'ancienne RSL de l'US EPA (400 mg/kg pour les sols résidentiels, 200 mg/kg depuis janvier

¹⁰Page « EPA Awards Over \$9 Million for Research to Better Understand Exposure of Young Children to Chemicals in Soil and Dust » : <https://www.epa.gov/newsreleases/epa-awards-over-9-million-research-better-understand-exposure-young-children-chemicals> . Consultée le 11/06/2025.

2024¹¹) mais supérieurs aux niveaux de risques faibles pour l'agriculture (« low-risk levels ») recommandés par l'université de Géorgie (75 ppm) (Lessl, 2022; US EPA, 2024). La concentration en plomb de certains sites était supérieure aux niveaux de référence régionaux de l'US EPA en raison de la présence de résidus de métaux issus du raffinage ou de scories.

Le second article, Yao *et al.* (2023), évalue l'impact de la phytoremédiation au niveau des sites pollués au plomb à l'ouest d'Atlanta.

A l'avenir, l'équipe de recherche souhaite poursuivre des actions de sensibilisation sur la pollution au plomb auprès des populations.

4.3.1.5.2 Florida International University

Les travaux de la Florida International University visaient à estimer les taux d'ingestion de sol et de poussières chez les enfants en identifiant des traceurs spécifiques de l'exposition à la poussière et au sol, combinés à des informations environnementales pertinentes.

Une campagne d'échantillonnage a été menée auprès de familles résidant à Miami dont 49 enfants au cours de la première année d'échantillonnage et auprès de 12 familles au cours de l'année suivante. Des échantillons d'urine, de sol, de poussières, d'aliments et d'eau ont été collectés dans les foyers et analysés par une méthode non ciblée utilisant la spectrométrie de masse à haute résolution. Un article présentant la méthodologie a été publié en 2024 (Ogunbiyi *et al.*, 2024).

L'équipe de recherche poursuit actuellement le traitement des données afin d'estimer les concentrations en traceurs dans les sols et les poussières, de calculer les quantités de sol et de poussières ingérées par les enfants à l'aide de la méthode des traceurs et d'analyser leurs comportements à partir de la méthode des profils d'activités. A terme, l'équipe souhaite étudier les corrélations entre les estimations des quantités de sol et de poussières ingérées et divers facteurs tels que l'âge, les comportements, les profils d'activités, la situation socioéconomique et la région d'habitation.

4.3.1.5.3 John Hopkins University

L'équipe de la Johns Hopkins University avait pour but de concevoir des outils pour évaluer les expositions à la poussière et au sol chez les enfants âgés de 6 mois à 6 ans, à partir de données sur les profils d'activités et obtenues avec la méthode des traceurs.

Des données sur les comportements et les activités des enfants ont été collectées via des questionnaires et des enregistrements vidéo. Des échantillons de fèces, de poussières intérieures et extérieures, de sol, de lait infantile et d'aliments ont également été analysés à l'aide de méthodes non ciblées pour identifier des profils chimiques caractéristiques et proposer de nouveaux traceurs.

En 2023, un premier article a été publié, Lupolt *et al.* (2023), présentant une méthodologie optimisée pour la collecte d'urine chez les enfants dans l'objectif de réaliser une analyse non-ciblée. En 2024, un second article a été publié, Chatpar *et al.* (2024), proposant un protocole de cartographie systématique visant à décrire l'ensemble de la littérature en santé environnementale qui collecte des données d'activité-budget-temps pour estimer l'exposition à des agents chimiques, biologiques et physiques.

4.3.1.5.4 New York University

La New York University se proposait d'évaluer les facteurs environnementaux domestiques et les pratiques qui entraînent des niveaux élevés de substances toxiques susceptibles d'être ingérées par les enfants. L'objectif est d'évaluer des stratégies d'atténuation pour réduire l'exposition des enfants aux produits chimiques présents dans la poussière domestique.

Pour étudier les comportements de mise à la bouche en fonction de l'âge et du développement moteur chez les nourrissons, des données vidéos ont été collectées auprès de douze enfants âgés de 6 mois à 1 an pour chaque site étudié, soit un total de 84 enfants par site. L'équipe de recherche a pris en compte les facteurs environnementaux domestiques et la démographie sur la charge de poussières et la concentration en substances toxiques, les pratiques de nettoyage et leur fréquence, les sources de poussières, les caractéristiques du logement (ventilation et filtration) et le tractage par les chaussures. 260 échantillons de poussières ont été collectés pour déterminer la masse, le volume et la taille des particules de poussières. 108 échantillons ont été analysés pour déterminer la présence de substances toxiques. Enfin, un protocole expérimental a été élaboré afin de simuler chez les nourrissons le transfert des poussières du sol vers la main, puis de la main vers la bouche. Une base de données sur les comportements et les poussières, regroupant les vidéos et les questionnaires, a été créée. Un article

¹¹ Page « Updated Soil Lead Guidance for CERCLA Sites and RCRA Corrective Action Facilities » : <https://www.epa.gov/superfund/updated-soil-lead-guidance-cercla-sites-and-rcra-corrective-action-facilities>. Consultée le 12/08/2025.

sur l'exposition des enfants aux substances chimiques par ingestion de sol et de poussières a été soumis en décembre 2024 au Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology.

4.3.1.5.5 North Carolina Agricultural and Technical State University

North Carolina Agricultural and Technical State University avait pour objectif d'obtenir des données sur le dépôt de poussières sur divers objets et surfaces dans les foyers, les aliments et les mains des enfants.

L'équipe de recherche a mené des enquêtes assistées par ordinateur sur les contacts des mains et les habitudes de mise à la bouche par les enfants. 450 questionnaires sur le comportement des enfants, les caractéristiques démographiques et les pratiques de nettoyage ont été collectés. 100 études de terrain ont permis de réaliser des vidéos et de collecter des échantillons de sol et de poussières. Les échantillons et les vidéos sont en cours d'analyse. Un article a été publié présentant l'évaluation d'une nouvelle méthode pour identifier les caractéristiques des poussières et mesurer la charge sur les mains des enfants à l'aide d'un compteur Coulteur (Fayad-Martinez *et al.*, 2025).

Un second article, Ferguson *et al.* (Ferguson *et al.*, 2024), présente l'étude multidisciplinaire "Dust Ingestion childRen sTudy". 450 enfants âgés de 6 mois à 6 ans ont participé à l'étude dans trois régions des États-Unis (Tucson, Arizona ; Miami, Floride ; et Greensboro, Caroline du Nord) entre 2021 et 2023, dont 100 ont participé à une étude de terrain avec enregistrements vidéo et prélèvements de sols et de poussières. L'objectif de cette étude est de proposer une méthodologie permettant d'améliorer l'estimation des quantités de sol et de poussières ingérées par les enfants et d'intégrer ces données dans le modèle Child-Specific Aggregate Cumulative Human Exposure and Dose (CACHED), afin de mieux prendre en compte les variations liées à l'âge, aux régions et aux facteurs sociodémographiques. Les résultats quantitatifs seront publiés ultérieurement.

4.3.1.5.6 University of California Davis

L'University of California Davis voulait développer une méthode pour déterminer les taux d'ingestion de poussières chez les enfants en utilisant des composés traceurs uniques identifiés dans la poussière domestique.

L'équipe de recherche a identifié 158 substances à analyser dans les poussières domestiques. Des protocoles d'échantillonnage ont été développés et la collecte d'échantillons d'urine, de poussières, d'aliments et des lingettes cutanées est terminée. Les enfants ont été répartis en plusieurs classes d'âge (6 mois-2 ans, 2-3 ans et 4-5 ans). Un groupe est composé d'enfants présentant un trouble du spectre de l'autisme. Des échantillons supplémentaires ont été collectés ultérieurement pour évaluer la variabilité saisonnière. Les taux d'ingestion de poussières seront estimés, puis les méthodes BTM et LTM seront utilisées pour déterminer quelles substances sont les plus appropriées pour être des traceurs fiables.

4.3.1.5.7 University of Nevada Reno

L'University of Nevada-Reno entendait développer un modèle d'ingestion de sol et de poussières basé sur le comportement pour prédire le taux d'ingestion à partir des caractéristiques micro-environnementales et des facteurs comportementaux des enfants.

Deux séries complètes d'observations comportementales en crèches, parcs, écoles et domiciles et des collectes d'échantillons ont été effectuées pour 110 enfants. Une série supplémentaire a été réalisée pour 33 enfants. Les concentrations de 33 métaux ont été quantifiées dans les fèces, les sols et les poussières. L'équipe de recherche a développé un algorithme pour estimer de manière fiable les taux d'ingestion de sol et de poussières en croisant les mesures des métaux dans les différentes matrices d'échantillons. Des modèles statistiques multivariés sont également en cours d'élaboration pour analyser l'influence des facteurs démographiques, environnementaux et comportements sur ces taux d'ingestion.

Deux articles ont été publiés en 2023. Le premier article, Liu *et al.* (2023), porte sur l'exposition de la population américaine aux PCB et aux Polybromodiphényl'éther (PBDE). La campagne d'enquête « National Health and Nutrition Examination Survey » (NHANES) collecte des données sur la santé des adultes et des enfants aux États-Unis. Depuis 2005, une biosurveillance par échantillons groupés est mise en place pour réduire les coûts, mais selon les auteurs de l'article, ces données sont peu exploitées en raison de leur complexité et du manque d'outils d'analyse adaptés. Les auteurs ont donc développé une méthode basée sur la régression pour dégrouper les données afin de mieux comprendre les disparités socio-économiques de l'exposition aux PCB et PBDE. Ils ont observé que l'exposition aux PCB augmente avec l'âge et les revenus tandis que celle aux PBDE est plus élevée chez les adolescents, les personnes âgées et les populations à faibles revenus. Les populations hispaniques

présentaient les niveaux d'exposition les plus faibles. Enfin, l'exposition à ces substances a diminué au cours du temps suggérant, selon les auteurs, l'efficacité des politiques de régulation.

Le second article, Olsen, Li et Li (2023), porte sur la relation dosimétrique entre la dose externe d'un contaminant chimique et sa concentration interne dans l'organisme. Les auteurs étudient cette question à l'aide d'un modèle toxicocinétique qui permet de quantifier l'absorption et l'élimination de ces substances pour relier la dose externe et la dose interne.

4.3.2 Agency for Toxic Substances and Disease Registry – ATSDR (1992, 2005, 2018)

L'Agence du registre des substances toxiques et des maladies des États-Unis (« Agency for Toxic Substances and Disease ») a publié en 1992 le guide « Public Health Assessment Guidance Manual » (ATSDR, 1992). Une mise à jour du guide a été publiée en 2005 dans laquelle l'ATSDR recommandait des quantités ingérées journalières de sol, de poussières et de sédiments de 200 mg/j pour les enfants et de 100 mg/j pour les adultes (ATSDR, 1992). Dans ces travaux, le sol inclut le sol à l'extérieur et la poussière déposée à l'extérieur (« Outdoor Settled Dust »). La poussière regroupe uniquement celle déposée à l'intérieur (« Indoor Settled Dust »). Les sédiments correspondent au sol situé sous l'eau au moins pendant une partie de l'année et dont les enfants peuvent être en contact au niveau de plans d'eau.

En 2018, l'ATSDR a publié le rapport « Exposure Dose Guidance for Soil and Sediment Ingestion » dans lequel les quantités de sol ingérées présentées dans le guide de 2005 et le rapport « Exposure Factors Handbook » de 2011 ont été réévaluées à la lumière des recommandations de l'US EPA en 2017 (U.S. EPA, 2011; US EPA, 2017; ATSDR, 2018).

Dans le rapport de 2018, l'ATSDR recommandait d'utiliser dans les calculs d'exposition les valeurs par défaut suivantes décomposées en deux concepts :

- La « Central Tendency Exposure » (CTE) – équivalent à la notion de valeur centrale (« central tendency » de l'US EPA) ;
- La « Reasonable Maximum Exposure » (RME) – équivalent à la notion de valeur haute (« upper percentile » de l'US EPA).

La CTE représente les personnes ingérant une quantité moyenne ou normale de sol tandis que la RME représente les personnes proches de la borne supérieure de la distribution (proche du p95).

L'ensemble des valeurs centrales et hautes sont à utiliser en l'absence de conditions spécifiques au site. Elles ne prennent pas en compte les comportements de pica. L'ATSDR mentionne que l'US EPA utilise la notion de « upper percentile » et pas celle de RME en raison de l'incertitude associée aux quantités ingérées dans cette partie de la distribution.

Les CTE et RME recommandées par l'ATSDR sont présentées dans le Tableau 17.

Tableau 17 - Quantités ingérées de sol, de poussières intérieures et de sédiments recommandées par l'ATSDR en 2018 (ATSDR, 2018)

Classe d'âge	CTE (mg/j)	RME (mg/j)
[0-1 an[	55	150
[1-2 ans[	90	200
[2-6 ans[	60	200
[6-11 ans[	60	200
[11-16 ans[	30	100
[16-21 ans[	30	100
>21ans	30	100

Des valeurs centrales ont également été retenues pour différents groupes de population, notamment :

- 30 mg/j pour les adultes travaillant à l'intérieur ;
- 100 mg/j pour les adultes travaillant à l'extérieur et en faible contact avec le sol ;
- 330 mg/j pour les adultes travaillant à l'extérieur et en contact élevé avec le sol.

4.3.3 Santé Canada (2019, 2023)

Dans le cadre du plan de gestion des produits chimiques, Santé Canada met à disposition une série de fiches d'information sur l'évaluation des risques en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999. La fiche « Facteurs d'expositions utilisés dans les évaluations des risques pour la santé humaine au Canada », publiée possiblement en 2019, propose des facteurs d'exposition « ingestion de sol et de poussière »¹².

Les classes d'âge retenues sont : 0-5 mois, 6-11 mois, 1 an, 2-3 ans, 4-8 ans, 9-13 ans, 14-18 ans et ≥ 19 ans. Afin de déterminer les valeurs centrales recommandées pour les quantités de sol et de poussière intérieure ingérées, un modèle probabiliste de Wilson *et al.* (Wilson *et al.*, 2013) reposant sur des profils d'activité et prenant en compte les contacts main-bouche a été utilisé. Les valeurs centrales retenues sont présentées dans le Tableau 18.

Tableau 18 – Valeurs centrales de sol et de poussières ingérées retenues par Santé Canada en 2019

Classe d'âge	Quantité de sol ingérée (mg/j)	Quantité de poussières ingérée (mg/j)	Quantité de sol et de poussières ingérée
0-5 mois	/	21,6	21,6
6-11 mois	7,3	27,0	34,3
1 an	8,8	35,0	43,8
2-3 ans	6,2	21,4	27,6
4-8 ans	8,7	24,4	33,1
9-13 ans	6,9	23,8	30,7
14-18 ans	1,4	2,1	3,5
≥ 19 ans	1,6	2,6	4,2

En 2023, Santé Canada a publié le rapport « Conseils pour l'évaluation des effets sur la santé humaine dans le cadre d'une évaluation d'impact : L'évaluation des risques pour la santé humaine » (Santé Canada, 2023). Ce document fournit les équations et les paramètres recommandés liés à l'évaluation de l'exposition et à la caractérisation des risques par ingestion (sol, eau potable et aliments), inhalation (poussières diffuses et composés volatils) et absorption cutanée (sol et eau).

Les paramètres proviennent du document « L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine » publié par Santé Canada en 2021 (Santé Canada, 2021). Les quantités de sol ingérées recommandées pour les adultes et les enfants ont été calculées à l'aide des données de Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1989), Davis *et al.* (Davis *et al.*, 1990), van Wijnen, Clausing et Brunekreef (van Wijnen, Clausing et Brunekreef, 1990), Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1997)¹³. Les valeurs recommandées sont présentées dans le Tableau 19.

Tableau 19 - Valeurs centrales de sol ingérées retenues par Santé Canada en 2023 (Santé Canada, 2023)

Classe d'âge	Valeurs centrales (mg/j)
0-6 mois	20
7 mois – 4 ans	80
5-11 ans	20
12-19 ans	
≥ 20 ans	

Les valeurs centrales issues du rapport publié en 2023 seront conservées dans la suite du présent document, ce dernier étant plus spécifique à l'objectif d'évaluation des risques pour la santé humaine dans le cadre de la réglementation des sites et sols pollués au Canada.

¹² Page « Facteurs d'expositions utilisés dans les évaluations des risques pour la santé humaine au Canada » (date de modification indiquée 05/03/2025) : [Facteurs d'exposition utilisés dans les évaluations des risques pour la santé humaine au Canada - Canada.ca](#). Consultée le 13/06/2025.

¹³ Le document original de Santé Canada présentant la démarche utilisée pour établir les valeurs recommandées n'est pas disponible en ligne. Cependant, la thèse de Graham Irvine « Soil Ingestion Rate and Excess Lifetime Cancer Risk in First Nations' People Exposed to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Near In-situ Bitumen Extraction in Cold Lake, Alberta » (Irvine, Blais et White, 2013) cite les publications suivantes comme sources de données pour le rapport de 2023 de Santé Canada : Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1989), Davis *et al.* (Davis *et al.*, 1990), van Wijnen, Clausing et Brunekreef (van Wijnen, Clausing et Brunekreef, 1990), Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1997).

4.3.4 Flemish Institute for Technological Research – VITO (2008)

Dans son rapport publié en 2008, l'Institut Flamand pour la Recherche Technique (« Flemish Institute for Technological Research » dit VITO) fait un état de l'art des informations disponibles sur la quantification de l'ingestion de sol et de poussières (VITO, 2008). Ce document comporte une revue de la littérature portant sur les études utilisant la méthode des traceurs, des modèles biocinétiques et des profils d'activités. Des estimations des quantités de sol et de poussières ingérées pour les enfants âgés de 1 à 6 ans et par les adultes sont déduites de ces méthodes.

Concernant la méthode des traceurs, pour estimer les quantités ingérées recommandées, le VITO :

- a pris en compte les publications ayant corrigé les autres voies d'exposition aux traceurs (autres que le sol) ;
- a pris en compte les résultats les plus récents si les données ont été réanalysées ;
- a écarté les données des études reposant sur le titane comme élément car il est considéré moins fiable ;
- n'a pas retenu les résultats de Calabrese et al. (Calabrese et al., 1989) car E.J. Calabrese a affirmé en 2003 que ces données surestimaient le taux d'ingestion de sol (Calabrese, 2003) ;
- a calculé deux moyennes arithmétiques à partir des données de van Wijnen, Clausing et Brunekreef (van Wijnen, Clausing et Brunekreef, 1990), l'une incluant l'échantillon d'enfants en camping, l'autre l'excluant (voir 3.1.1.5).

Pour les enfants, les études prises en compte étaient : Davis et al. (Davis et al., 1990), Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006), Calabrese et al. (Calabrese et al., 1997), Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 2000), Clausing, Brunekreef et van Wijnen (Clausing, Brunekreef et van Wijnen, 1987) et van Wijnen, Clausing et Brunekreef (van Wijnen, Clausing et Brunekreef, 1990). Les moyennes des quantités de sol ingérées estimées par ces études varient entre 31 et 120 mg/j, tandis que les médianes varient entre 17 et 42 mg/j et les p95 entre 106 et 283 mg/j. En incluant l'échantillon d'enfants en camping de van Wijnen, Clausing et Brunekreef (van Wijnen, Clausing et Brunekreef, 1990), la moyenne arithmétique des moyennes est égale à 67 mg/j, celle des médianes est égale à 27 mg/j et celle des p95 est égale à 195 mg/j. En l'excluant, la moyenne arithmétique des moyennes est 53 mg/j.

Pour les adultes, les études prises en compte étaient Calabrese et al. (Calabrese et al., 1990), Stanek et al. (Stanek et al., 1997) et Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006). Les moyennes des quantités ingérées de sol estimées par ces études varient entre 5 et 92 mg/j et les médianes varient entre 0 et 65 mg/j. La moyenne arithmétique des moyennes est égale à **46 mg/j** et celle des médianes est égale à **24 mg/j**.

Le VITO a utilisé la méthode du bootstrap¹⁴ pour générer des informations et des données additionnelles. Une distribution log-normale de l'ingestion de sol a été supposée. Chaque observation a été remplacée par un échantillon prélevé au hasard dans la distribution log-normale ajustée. Un total de 5 000 itérations a été effectué. Ainsi, les incertitudes liées à la moyenne et au p95 ont pu être estimées.

Sur la base de la distribution des moyennes issues de la littérature, les résultats obtenus pour la moyenne et pour le p95 sont respectivement, **63 mg/j** (arrondie à 60 mg/j avec un intervalle de valeurs de 40-60 mg/j) et **81 mg/j** (1-6 ans) **pour les enfants** et **46 mg/j** (arrondie à 45 mg/j) et **60 mg/j, pour les adultes**.

Sur la base de la distribution des médianes issues de la littérature, les résultats obtenus pour la moyenne des médianes et pour le p95 sont respectivement 27 mg/j (arrondie à 30 mg/j avec un intervalle de valeurs de 20-40 mg/j) et 37 mg/j pour les enfants ainsi que 24 mg/j et 41 mg/j pour les adultes.

En conclusion, le VITO a retenu, pour la méthode des traceurs, une valeur centrale d'ingestion de sol de **60 mg/j** pour les enfants (1-6 ans) et de **45 mg/j** pour les adultes.

Concernant la méthode des modèles biocinétiques, le VITO a réalisé une revue des études fournissant des données adéquates pour estimer les quantités de sol et de poussières ingérées par des relations

¹⁴ Le bootstrap est une méthode statistique permettant d'évaluer la précision des estimations statistiques et de réaliser des inférences sur des paramètres inconnus d'une population. Le bootstrap est dit non-paramétrique en l'absence d'hypothèses et de modèles pour la population, sinon le bootstrap est dit paramétrique (Berrar, 2024).

empiriques et des modèles pharmacocinétiques. Avec les relations empiriques, la concentration d'arsenic dans les urines et de plomb dans le sang a été convertie en dose interne, puis en dose externe en utilisant des facteurs de bioaccessibilité. Pour les enfants, les valeurs centrales obtenues pour l'ingestion de sol et de poussières sont comprises entre 20 et 70 mg/j.

Avec les modèles pharmacocinétiques, la quantité de sol et de poussières ingérées en moyenne par les enfants était estimée entre 50 et 100 mg/j. Selon le VITO, une estimation plus précise n'est pas possible en raison de l'incertitude sur les autres paramètres entrant dans l'estimation de l'apport de polluant par cette voie (contribution relative entre le sol et les poussières, facteur de biodisponibilité dans le sol et les poussières). La part relative du sol et des poussières ne peut pas non plus être définie par cette approche.

Concernant la méthode des profils d'activités, après une revue de la littérature sur les valeurs des différents paramètres nécessaires à cette approche, le VITO a recalculé les quantités de sol et de poussières ingérées pour plusieurs scénarios définis par Holmes *et al.* (1999). Les valeurs centrales d'ingestion de sol calculées pour les enfants sont comprises entre **7 et 60 mg/j** (jusqu'à 245 mg/j au p95). Les quantités de sol ingérées par des jardiniers et des travailleurs des services publics ont également été estimées pour une journée de huit heures de travail. Les valeurs centrales calculées sont comprises entre 35 et 55 mg/j (p95 de 120 à 200 mg/j).

Tableau 20 - Valeurs centrales estimées pour les enfants par le VITO à partir d'une revue de la littérature des trois types d'étude (VITO, 2008)

Traceurs	Relations empiriques	Modèles biocinétiques	Profils d'activités
30 mg/j (médiane) 60 mg/j (moyenne)	20-70 mg/j	50-100 mg/j	7-60 mg/j

Le VITO a conclu dans ce rapport que les valeurs centrales estimées par les trois types d'étude (Tableau 20) sont du même ordre de grandeur et que les quantités de sol et de poussières ingérées par les enfants ne devraient pas dépasser 100 mg/j (probablement entre 40 et 80 mg/j). Les études basées sur les traceurs sont considérées les plus fiables car les estimations basées sur les profils d'activités ne sont pas représentatives de la Flandre et celles basées sur les modèles biocinétiques comportent de nombreuses incertitudes (contribution respective du sol et des poussières et bioaccessibilité au niveau du sol et des poussières).

Enfin, en se basant sur les données estimées à partir des études utilisant des traceurs, le VITO a estimé des quantités de sol et de poussières ingérées à l'intérieur et à l'extérieur pour un scénario résidentiel avec un jardin ou potager (Tableau 21).

Tableau 21 - Valeurs centrales estimées pour les enfants par le VITO pour un scénario résidentiel avec un jardin ou un potager (VITO, 2008)

Population	Quantités de sol et de poussières ingérées (mg/j)	
	Basées sur la moyenne ^a	Basées sur la médiane ^b
Enfants	87	38
Adultes	63	33

^a Moyenne arithmétique égale à 63 mg/j issue de la littérature pour les enfants âgés de 1 à 6 ans.
^b Médiane égale à 27 mg/j issue de la littérature pour les enfants âgés de 1 à 6 ans.

4.3.5 VITO pour S-Risk en Wallonie et Flandre (2019, 2022)

Pour les évaluations quantitatives des risques sanitaires (EQRS) en Belgique, les régions retiennent les paramètres d'exposition fixés dans l'outil de modélisation S-Risk développé par le VITO et hébergé par la Société Publique d'Aide à la Qualité de l'Environnement (SPAQuE) depuis avril 2023. Cet outil de modélisation permet d'évaluer l'exposition et les risques sanitaires sur des sites pollués. Il sert à calculer le devenir et la répartition des substances chimiques dans le sol selon différents scénarios (Cornelis, Standaert et Willems, 2022).

La version 1.3 du modèle parue en 2019 (VITO, 2019) retient, pour la valeur du paramètre « ingestion de sol et de poussières », le p60 calculé à partir des données recueillies par le VITO (2008). Les versions précédentes du modèle utilisaient les valeurs des p95 des mêmes données.

Ainsi, la valeur retenue pour les enfants âgés de 1 an à moins de 3 ans est **106 mg/j** et celle retenue pour les adultes est **66 mg/j** (VITO, 2019). L'ensemble des classes d'âge et des valeurs retenues sont présentées dans le Tableau 22.

Tableau 22 - Valeurs centrales (60^{ème} percentiles) et 95^{ème} percentiles (entre parenthèses) des quantités de sol ingérées recalculées (mg/j) par le VITO en 2022 pour l'outil S-Risk (Cornelis, Standaert et Willems, 2022)

Classes d'âge	Scénario résidence avec jardin ou avec potager	Scénario résidence sans jardin
1-<3 ans	106 (152)	87 (125)
3-<6 ans	85 (122)	69 (100)
6-<10 ans	69 (93)	54 (73)
10-<15 ans	68 (89)	51 (68)
15-<21 ans	67 (85)	49 (63)
21-<31 ans	66 (77)	45 (53)
31-<41 ans		
41-<51 ans		
51-<61 ans		
>61 ans		

4.3.6 Naturvårdsverket - Swedish Environmental Protection Agency (1996, 2006)

En 1996, dans le rapport « Development of generic guideline values », l'Agence suédoise de protection de l'environnement a recommandé des valeurs de référence pour la qualité des sols (Naturvårdsverket, 1996). Deux scénarios étaient présentés : les terrains à usage sensible (« land with sensitive land-use ») et les terrains dont l'usage est moins sensible (« land with less sensitive land-use »). Les valeurs centrales retenues dans ce rapport pour le scénario sols à usages sensibles (« Land with sensitive land-use¹⁵ ») étaient de 150 mg/j pour les enfants et de 50 mg/j pour les adultes.

Des études européennes telles que Society of Environmental Toxicology and Chemistry (2004) ont montré que le modèle d'exposition utilisé en 1996 pour déterminer les valeurs de référence conduisait à des estimations d'exposition relativement élevées pour le cadmium et les HAP. Les valeurs de référence pour ces substances se situent dans la gamme basse des normes européennes de qualité des sols, ce qui entraîne un plus grand nombre de dépassements de ces valeurs en Suède (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 2004; Cornelis *et al.*, 2006).

En 2006, le VITO et le RIVM ont été mandatés par la société JM AB, promoteur immobilier, pour évaluer les valeurs de référence pour les sites contaminés par le cadmium et les HAP. Les modèles d'exposition, les paramètres et les valeurs toxicologiques de référence ont été réévalués afin de vérifier leur conformité avec l'état des connaissances à cette période.

Pour les enfants, trois approches ont été comparées :

- Une première approche du RIVM (RIVM, 2001) qui s'est appuyée sur les données de sept études (Binder, Soul et Maughan, 1986; Clausing, Brunekreef et van Wijnen, 1987; Calabrese *et al.*, 1989; Davis *et al.*, 1990; van Wijnen, Clausing et Brunekreef, 1990; Stanek et Calabrese, 1995b, 1995a). La valeur centrale recommandée était égale à 100 mg/j (p95 égal à 200 mg/j) (voir 4.3.8) ;
- Une seconde approche d'une étude non référencée dans le rapport de 2006 (car en cours d'écriture à la parution du rapport Cornelis *et al.* (Cornelis *et al.*, 2006) réalisée par le même groupe de travail que le RIVM (RIVM, 2001). La valeur centrale estimée était égale à 72 mg/j en ne prenant pas en compte plusieurs études (Binder *et al.*, 1986; Calabrese *et al.*, 1989; Stanek et Calabrese, 1995a; Stanek et Calabrese, 1995b; Calabrese et Stanek, 1995) ;
- Une dernière approche présentée dans le rapport de 2006 proposant une valeur centrale égale à 95 mg/j (arrondie à 100 mg/j) et un p95 égal à 202 mg/j (arrondi à 200 mg/j) calculés avec les données de plusieurs études (Binder, Soul et Maughan, 1986; Clausing, Brunekreef et van Wijnen, 1987; Calabrese *et al.*, 1989; Davis *et al.*, 1990; van Wijnen, Clausing et Brunekreef,

¹⁵ Le scénario « Land with sensitive land-use » correspond par exemple à des zones résidentielles, des crèches et des zones agricoles. Il est comparé au scénario « Land with less sensitive land-use » qui correspond, entre autres, aux zones industrielles ou aux routes.

1990; Thompson et Burmaster, 1991; Calabrese et Stanek, 1995; Stanek et Calabrese, 1995b, 1995a, 2000).

Pour les enfants, les auteurs de l'étude, Cornelis *et al.* (Cornelis *et al.*, 2006) ont finalement proposé une valeur centrale de **100 mg/j** (scénario terrains à usage sensible). Ils mentionnent la possibilité d'utiliser des valeurs conservatrices entre **100 et 200 mg/j** suivant le contexte.

Pour les adultes, les études de Calabrese *et al.* (1990, 1997a) ont été retenues. Une valeur centrale de **50 mg/j** était recommandée (scénario terrains à usage sensible).

4.3.7 United Kingdom Environment Agency (2009)

Le rapport « Updated technical background to the CLEA model » publié en 2009 par l'Agence pour l'environnement du Royaume-Uni actualise les fondements techniques du modèle Contaminated Land Exposure Assessment (CLEA) et examine les scénarios retenus¹⁶ (« generic land use ») pour établir des valeurs de référence pour le sol (« Soil Guideline Values ») (UK EA, 2009).

Le modèle CLEA permet de calculer des doses journalières d'exposition (« Average Daily Exposure ») à un contaminant dans le sol *via* plusieurs voies :

- Ingestion de sol, de poussières et de produits du jardin contaminés ;
- Inhalation de poussières ou de vapeur contaminées ;
- Absorption d'un contaminant par la peau.

La valeur centrale par défaut d'ingestion de sol et de poussières du modèle est égale à **100 mg/j** pour les enfants et à **50 mg/j** pour les adultes. Le document ne fournit pas de détail sur les calculs réalisés pour obtenir ces valeurs ni l'origine de ces valeurs.

4.3.8 National Institute of Public Health and the Environment - RIVM (2001, 2020)

Dans le cadre de la loi néerlandaise sur la protection des sols (« Dutch Soil Protection Act »), l'Institut Néerlandais National pour la Santé Publique et l'Environnement (« National Institute of Public Health and the Environment » dit RIVM) définit des valeurs d'intervention (« intervention values ») afin de classer les sols, les sédiments et les eaux souterraines historiquement contaminés (avant 1987). Ces valeurs servent de critère pour déterminer à partir de quand une dépollution est nécessaire. Pour définir ces valeurs, l'agence utilise le modèle CSOIL pour déterminer les concentrations correspondant à des risques sanitaires graves (« Human toxicological Serious Risk Concentration »). Le modèle calcule l'exposition moyenne d'un individu au cours de sa vie dans un contexte résidentiel avec un jardin (scénario d'exposition standard) et prend en compte plusieurs paramètres liés aux propriétés des contaminants, aux caractéristiques des sols et aux voies d'exposition (sol, air, végétaux et eau destinée à la consommation humaine).

Le RIVM mentionne que toutes les études citées ci-après et retenues pour les calculs des valeurs de référence ont des contextes comparables au scénario résidentiel avec un jardin (RIVM, 2001). Au total, le modèle CSOIL comporte sept scénarios¹⁷.

En 2001, le RIVM a publié le rapport « Evaluation and revision of the CSOIL parameter set » relatif à l'évaluation et la révision des paramètres utilisés pour le modèle CSOIL 2000 (RIVM, 2001). Une version mise à jour CSOIL 2020 a également été publiée (Breemen *et al.*, 2020). Les mises à jour concernent notamment les voies d'exposition (consommation de légumes du jardin, perméation dans l'eau potable, exposition cutanée et exposition par inhalation lors des douches et des bains). Les groupes étudiés dans ce document sont les enfants âgés de 1 à 6 ans (plus spécifiquement ceux âgés de 1 à 3 ans) et les adultes.

¹⁶ Les scénarios d'usage du sol du modèles CLEA sont : usage résidentiel (« Residential land use ») ; jardins collectifs (« Allotment land use ») et activités commerciales (« Commercial land use »).

¹⁷ Les sept scénarios du modèle CSOIL sont : 1. Residential with garden; 2. Places where children play; 3. Residential with vegetable/kitchen garden; 4. Agricultural area; 5. Nature; 6. Green with nature value, sports, recreation and city parks; 7. Other greens, buildings, infrastructure and industry.

Les deux paramètres du modèle CSOIL liés au sol sont la quantité journalière de sol ingérée chez les enfants et les adultes (Daily Intake of Soil : $AID_{children}$ et AID_{adults}). Avant la première actualisation des valeurs en 2001, celles-ci étaient respectivement fixées à 150 mg/j et à 50 mg/j (Van den Berg, 1995).

Pour les enfants, ces valeurs ont été réévaluées en utilisant les données de Binder, Soul et Maughan (Binder, Soul et Maughan, 1986), Clausning, Brunekreef et van Wijnen (Clausning, Brunekreef et van Wijnen, 1987), Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1989), Davis *et al.* (Davis *et al.*, 1990), van Wijnen, Clausning et Brunekreef (van Wijnen, Clausning et Brunekreef, 1990) et Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 1995a). Les estimations à partir de ces données sont :

- une moyenne de 102 mg/j,
- une médiane de 42 mg/j,
- un p90 de 150 mg/j et
- un p95 de 230 mg/j.

Pour les enfants, le RIVM indique que la valeur de 150 mg/j (valeur originale) est élevée par rapport aux études et résultats des calculs mentionnés ci-dessus. Ainsi, dans le cadre d'un scénario résidentiel avec un jardin, une valeur centrale de **100 mg/j** est proposée pour les enfants. Étant donné l'incertitude sur ce paramètre, le RIVM recommande d'adapter les valeurs à la situation. Par exemple, pour une exposition élevée la borne haute de l'intervalle de confiance de la moyenne, 125 mg/j, un p90 de 150 mg/j ou un p95 de 200 mg/j pourraient être utilisés.

Pour les adultes, en se basant sur les données de Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1990) et de Stanek *et al.* (1997) ainsi que les valeurs retenues par le Royaume-Uni, les États-Unis et l'Allemagne, le RIVM propose de maintenir la valeur centrale de **50 mg/j**. En 2001, le RIVM citait la valeur de 200 mg/j pour le P90 en rappelant quand même que ce chiffre possédait des incertitudes fortes.

Le RIVM indique que les études concernant les enfants et les adultes sont comparables à un scénario résidentiel avec jardin, à l'exception de l'étude de van Wijnen, Clausning et Brunekreef (1990) réalisée en lien avec un camping. Les auteurs indiquent également qu'en raison de la variabilité de l'ingestion de sol entre les enfants et sur l'année, la moyenne peut être considérée comme une quantité moyenne ingérée par jour (calculée sur l'année), tandis que l'utilisation de la médiane pourrait entraîner une sous-estimation de l'ingestion annuelle.

A la suite de la mise à jour du modèle en 2020, les valeurs de 100 mg/j pour les enfants et de 50 mg/j pour les adultes ont été maintenues comme valeurs centrales pour le scénario résidentiel avec un jardin (Breemen *et al.*, 2020). Ces mêmes valeurs s'appliquent aux scénarios suivants : « places where children play », « residential with vegetable/kitchen garden » et « agricultural area ».

Pour les scénarios « nature », « green with nature value, sports, recreation and city parks » et « other greens, buildings, infrastructure and industry », les valeurs retenues sont de 20 mg/j pour les enfants et de 10 mg/j pour les adultes.

4.3.9 New Zealand Ministry for the Environment (1992, 1997, 2011)

Le document technique du ministère de l'environnement néozélandais "Methodology for Deriving Standards for Contaminants in Soil to Protect Human Health" publié en 2011 (New Zealand Ministry for the Environment, 2011) présente une méthodologie nationale pour déterminer des concentrations de contaminants sans danger pour la santé humaine, des critères pour les contaminants prioritaires et des actions pour la gestion des sites contaminés. Les voies d'exposition et les paramètres d'exposition associés, notamment l'ingestion de sol, sont détaillés.

Avant la révision du paramètre d'ingestion de sol en 2011, les valeurs retenues étaient de 100 mg/j pour les enfants et de 25 mg/j pour les adultes pour un scénario résidentiel (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC), 1992; Ministry for the Environment and Ministry of Health, 1997).

Pour la révision de ces valeurs, les auteurs se basent sur cinq documents dont les valeurs statistiques retenues pour la détermination des recommandations sont présentées dans le Tableau 23.

Tableau 23 - Etudes et valeurs retenues pour les recommandations du ministère de l'environnement néozélandais (New Zealand Ministry for the Environment, 2011)

Rapport ou Publication	Etudes de références	Classe d'âge	Moyenne	Médiane	Valeur haute
Versar (Versar, 2001) ^a	Calabrese <i>et al.</i> (Calabrese <i>et al.</i> , 1989) Davis <i>et al.</i> (Davis <i>et al.</i> , 1990) Calabrese, Stanek et Barnes, (Calabrese, Stanek et Barnes, 1997)	1-2 ans	30	24	100 (p90)
		2-5 ans	30	20	150 (p90)
		6-10 ans	71	37	187 (p90)
Calabrese (2003)	Stanek et Calabrese (Stanek et Calabrese, 2000)	1-4 ans	NA	20	100 (p95)
US EPA (2006) ^b	Calabrese <i>et al.</i> (Calabrese <i>et al.</i> , 1989) Davis <i>et al.</i> (Davis <i>et al.</i> , 1990) Calabrese <i>et al.</i> (Calabrese <i>et al.</i> , 1997) Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006) Stanek et Calabrese (1995b) ^c	1-7 ans	100	35	400 (p95 pour sol et poussières)
Paustenbach <i>et al.</i> (2006)	Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001b) considéré comme la plus robuste.	1-4 ans	31	24	91 (p95)
VITO (2008)		1-7 ans	60	30	195

^a Dans le rapport technique « Age Group Recommendations for Assessing Childhood Exposure and the Adequacy of Existing Exposure Factors Data for Children » pour l'US EPA en 2001 (Versar, 2001), les auteurs n'ont pas pris en compte les études de Clausen *et al.* (1987) et van Wijnen *et al.* (1990) en raison des limitations de leurs méthodologies (supposition du poids des fèces au lieu de pesées directes et échantillonnages incomplets). Les quantités estimées se basent sur les valeurs obtenues avec les traceurs Al et Si (Ti omis en raison des sources d'ingestion non liées avec le sol).

^b Un facteur de pondération a été appliqué sans en détailler les modalités dans le rapport.

^c En raison des limites liées à la méthodologie, les auteurs n'ont pas retenu les études de Binder *et al.* 1986, Calabrese *et al.* (1989) et van Wijnen *et al.* (1990). Les résultats de deux études (Davis *et al.* 1990 et Stanek et Calabrese 1995a) ont été inclus à la fois dans les analyses originales et dans les réanalyses ultérieures retenues. Le ministère néozélandais indique que cela a augmenté les moyennes calculées par l'US EPA.

^d En 2008, le VITO n'a pas retenu les données de Calabrese *et al.* (1989) étant donné qu'Edward J. Calabrese a indiqué que les résultats de 1989 surestimaient l'ingestion de sol. Le VITO a cependant pris en compte les études de Clausen *et al.* (1987) et de van Wijnen *et al.* (1990) afin de se rapprocher de la population cible (VITO, 2008).

Pour les enfants âgés de 1 à 6 ans, les auteurs du document technique de 2011 indiquent que les études disponibles permettent d'estimer des médianes comprises entre 20 et 30 mg/j. Étant donné que les moyennes sont environ deux fois plus élevées, ils retiennent une valeur basée sur les moyennes de 60 mg/j. Ainsi, pour un scénario résidentiel, une valeur centrale de **50 mg/j** est proposée comme compromis. Une valeur haute de **100 mg/j** est également proposée dans le cadre d'une évaluation adaptée aux caractéristiques du site (New Zealand Ministry for the Environment, 2011).

Pour les enfants plus âgés et les adultes (7-30 ans), en raison du manque de données et des incertitudes, les auteurs du document technique de 2011 recommandent de maintenir la valeur centrale de **25 mg/j** (New Zealand Ministry for the Environment, 2011).

4.3.10 Environmental Health Standing Committee (2012)

En 2012, le Comité permanent de la santé environnementale (« Environmental Health Standing Committee, enHealth ») a publié le Guide australien des facteurs d'exposition (« Australian exposure factor guide ») (enHealth, 2012). Ce document apporte aux évaluateurs de risques un ensemble de données sur les facteurs d'exposition. Au moment de la rédaction du rapport, il n'existait pas de publication scientifique évaluant l'ingestion de sol chez les enfants ou chez les adultes résidant en Australie.

Les précédents rapports australiens (Taylor, 1991 ; enHealth, 2004) se basaient sur les études de :

- Binder, Soul et Maughan (Binder, Soul et Maughan, 1986) ;
- Clausing, Brunekreef et van Wijnen (Clausing, Brunekreef et van Wijnen, 1987) ;
- Calabrese *et al.* (Calabrese *et al.*, 1989) ;
- Davis *et al.* (Davis *et al.*, 1990) ;
- van Wijnen, Clausing et Brunekreef (van Wijnen, Clausing et Brunekreef, 1990).

Les quantités moyennes de sol ingérées proposées par les publications précédentes étaient égales à :

- 100 mg/j pour les enfants entre 1 et 5 ans,
- 50 mg/j pour les individus entre 5 et 15 ans et,
- 25 mg/j pour les enfants de plus de 15 ans et les adultes.

Le Comité australien s'appuie sur les valeurs centrales recommandées par l'US EPA dans le rapport « Child-specific exposure factors handbook » (US EPA, 2008) pour proposer des valeurs d'ingestion chez les enfants.

Pour les enfants âgés de 0 à 1 an, le Comité retient les valeurs centrales égales à **30 mg/j** (sol uniquement) et à **60 mg/j** (sol et poussières). Le Comité indique que ces valeurs sont basées sur des données très limitées provenant d'études utilisant des traceurs pour les nourrissons (enHealth, 2012).

Pour les enfants âgés de 1 à 15 ans, le Comité retient les valeurs centrales égales à **50 mg/j** (sol uniquement) et à **100 mg/j** (sol et poussières). Il propose également une valeur haute de **100 mg/j** (sol uniquement).

Pour les adultes (≥15 ans), le Comité se base sur l'analyse par bootstrap réalisée par le VITO (VITO, 2008). Il retient la moyenne de 45 mg/j du VITO qu'il arrondit pour avoir une valeur centrale égale à **50 mg/j** (sol et poussières) et le p95 de **60 mg/j** (sol et poussières) pour la valeur haute. Le Comité mentionne que la valeur centrale retenue est cohérente avec les valeurs recommandées par le RIVM (50 mg/j de sol, modèle CSOIL, scénario résidentiel avec un jardin) (RIVM, 2007), l'Agence pour l'environnement du Royaume-Uni (50 mg/j de sol extérieur et poussières intérieures) (UK EPA, 2009) et l'US EPA (50 mg/j pour le sol extérieur uniquement) (U.S. EPA, 2009).

4.4 Synthèse des valeurs retenues par les agences ou institutions européennes, nord-américaines et océaniques

Le Tableau 24, Tableau 25, Tableau 26 et Tableau 27 synthétisent respectivement les valeurs retenues par les agences ou les institutions françaises, européennes, nord-américaines et océaniques.

Attention, les valeurs présentées ci-après regroupent des matrices pouvant correspondre au sol, aux poussières ou au mélange des deux, lesquels peuvent parfois être confondus et donc difficiles à distinguer.

Tableau 24 - Valeurs centrales et hautes retenues par les agences et institutions françaises

Agence	Population		Valeurs (mg/j)	
			Valeur centrale	Valeur haute
Ineris, InVS (2012) ^a	Enfants	<6 ans	24 (médiane)	91 (p95)
	Adultes	NA	NA	
InVS (2014) ^a	Enfants	1-4 ans	24 (médiane)	91 (p95)
Ineris (2017)	Enfants	Classe 1 [0-1[	30	200
		Classe 2 [1-3[	50	
		Classe 3 [3-6[		
		Classe 4 [6-11[		20
		Classe 5 [11-15[		
		Classe 6 [15-18[		
	Adultes	Classe 7 ≥18		
HCSP (2014) ^b	Enfants	NA	100 (moyenne)	200 (p95)
	Adultes	NA	NA	
HCSP (2021) ^c	Enfants	0-<6 mois	40	100
		6 mois-<1 an	70	200
		1 an	90	
		2-5 ans	60	
		6-11 ans		

	Adultes	≥11 ans	30	100
HCSP (2022) ^d	Enfants	0-3 ans	32,9 (moyenne)	200 (max)
		3-6 ans		
	Adultes	NA	45 (moyenne)	120-200 (p95) 400 (max)
HAS (2020) ^e	Enfants	0-6 mois	0	0
		7 mois-4 ans	31 (moyenne)	200 (p95)
		5-11 ans		
		12-19 ans	10 (médiane)	
	Adultes	20-70 ans		

^a Médiane et p95 issus de la distribution de Stanek, Calabrese et Zorn (Stanek, Calabrese et Zorn, 2001a).

^b Moyenne et p95 issus de (U.S. EPA, 2011).

^c Valeurs centrales et hautes issues de (US EPA, 2017).

^d Valeurs centrales et hautes issues de (VITO *et al.*, 2008).

^e Pour les 7 mois-4 ans et les 5-11 ans, valeurs issues de (Ineris et InVS, 2012).
Pour les 12-19 ans et les adultes, valeurs issues de (Stanek *et al.*, 1997). p95 issu du (RIVM, 2001).

Tableau 25 - Valeurs centrales et hautes retenues par les agences et institutions européennes

Agence	Population		Valeurs (mg/j)	
			Valeur centrale	Valeur haute
RIVM (2001 puis 2020) ^a	Enfants	1-6 ans	100 (moyenne)	NA
	Adultes		50 (moyenne)	
VITO (2008) ^b	Enfants	NA	60 (moyenne)	NA
	Adultes		45 (moyenne)	
Swedish-EPA (2006) ^c	Enfants	NA	100	100-200
	Adultes		50	NA
VITO (2019) pour S-Risk	Enfants	1-<3 ans	106 (p60)	152 (p95)
		3-<6 ans	85 (p60)	122 (p95)
		6-<10 ans	69 (p60)	93 (p95)
		10-<15 ans	68 (p60)	89 (p95)
		15-<21 ans	67 (p60)	85 (p95)
	Adultes	21-<31 ans	66 (p60)	77 (p95)
		31-<41 ans		
		41-<51 ans		
		51-<61 ans		
		≥61 ans		
UK EA (2009) pour CLEA	Enfants	NA	100	NA
	Adultes		50	

^a Valeurs centrales pour le scénario résidentiel avec jardin. Les moyennes sont à l'année.
^b Valeurs centrales pour le scénario résidentiel avec jardin.
^c Valeurs centrales pour le scénario terrains à usage sensible

Tableau 26 - Valeurs centrales et hautes retenues par les agences et institutions océaniques

Agence	Population		Valeurs (mg/j)	
			Valeur centrale	Valeur haute
New Zealand Ministry for the Environment (2011)	Enfants	NA	50	100
	Adultes		25	NA
enHealth (2012)	Enfants	0-1 an	30 (sol) 60 (sol et poussières)	NA
		1-15 ans	50 (sol) 100 (sol et poussières)	100 (sol et poussières)
	Adultes	≥15 ans	50 (sol et poussières)	60 (p95, sol et poussières)

Tableau 27 - Valeurs centrales et hautes retenues par les agences et institutions nord-américaines

Agence	Population		Valeurs (mg/j)	
			Valeur centrale	Valeur haute
US EPA (2017)	Enfants	[0-6 mois[	40	100 (p95)
		[6 mois-1 an[	70	200 (p95)
		[1-2 ans[	90	
		[2-6 ans[	60	
		[1-6 ans[	80	
		[6-12 ans[	60	
	Adultes	≥12 ans	30	100 (p95)
ATSDR (2018)	Enfants	[0-1 an[	55	150
		[1-2 ans[	90	200
		[2-6 ans[	60	
		[6-11 ans[		
		[11-16 ans[	30	100
		[16-21 ans[		
	Adultes	≥21 ans		
Santé Canada (2019)	Enfants	0-5 mois	21,6	NA
		6-11 mois	34,3	
		1 an	73,8	
		2-3 ans	27,6	
		4-8 ans	33,1	
		9-13 ans	30,7	
		14-18 ans	3,5	
	Adultes	≥19 ans	4,2	
Santé Canada (2023)	Enfants	0-6 mois	20	NA
		7 mois – 4 ans	80	
		5-11 ans	20	
		12-19 ans		
	Adultes	≥ 20 ans		

Le Tableau 28 présente des valeurs de quantités de sol ingérées retenues par le VITO et l'US EPA pour certaines activités professionnelles.

Tableau 28 - Valeurs centrales et hautes retenues pour des activités professionnelles par le VITO (2008) et l'US EPA

Agence	Population	Valeurs (mg/l)	
		Valeur centrale	Valeur haute
VITO (2008) ^a	Travailleurs des services publics et jardiniers	35-55 (moyennes)	120-200 (p95)
US EPA ^b	Travailleurs à l'intérieur	50	NA
	Travailleurs à l'extérieur	100	
	Travailleurs composite (intérieur et extérieur)	100	
	Ouvriers du bâtiment	330	

^a Valeurs d'ingestion de sol et de poussières basées sur les données de charges sur les mains la publication de Holmes et al. (1999).

^b Page « Regional Screening Levels (RSLs) - User's Guide » : <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-users-guide> . Consultée le 19/06/2025.

La Figure 7 et la Figure 8 présentent respectivement les valeurs centrales et hautes retenues dans les documents les plus récents publiés par chaque agence et institut mentionné ci-dessus (Tableau 24 à Tableau 28) en fonction des types d'étude utilisés par les articles de référence et des classes d'âges proposées dans Modul'ERS. La modalité « Multiple » signifie que les références prises en compte dans l'obtention des valeurs regroupent plusieurs approches différentes (traceurs, biocinétique et/ou profils d'activités). Il est à noter que certaines valeurs centrales et hautes représentent des quantités de sol et de poussières confondus tandis que d'autres identifient plus spécifiquement les quantités de sol des quantités de poussières. Les classes d'âge retenues par les organismes ne correspondent pas

exactement à celles du logiciel Modul'ERS. Par conséquent, pour réaliser la Figure 7 et la Figure 8, les valeurs ont été réparties strictement dans les classes d'âge prédéfinies dans MODUL'ERS, ce qui entraîne la présence de doublons au sein d'une même classe. Par exemple, une valeur pour les enfants âgés de 1 à 6 ans inclus sera attribuée aux classes d'âge [1-3 ans[, [3-6 ans[et [6-11 ans[.

Les valeurs centrales retenues suivent une tendance générale cohérente avec l'âge des individus :

- les enfants de 0 à 1 an ingèrent en moyenne le moins de sol car ils y sont moins exposés directement au sol ;
- les enfants de 1 à 3 ans présentent en moyenne les quantités ingérées les plus élevées. L'US EPA indique que les enfants âgés de 1 à moins de 2 ans présentent la fréquence la plus élevée de contacts main-bouche et objet-bouche par rapport aux autres groupes d'âge (US EPA, 2017) ;
- chez les individus plus âgés, l'ingestion diminue progressivement jusqu'à l'âge adulte.

Attention, les valeurs présentées ci-après regroupent des matrices pouvant correspondre au sol, aux poussières ou au mélange des deux, lesquels peuvent parfois être confondus et donc difficiles à distinguer.

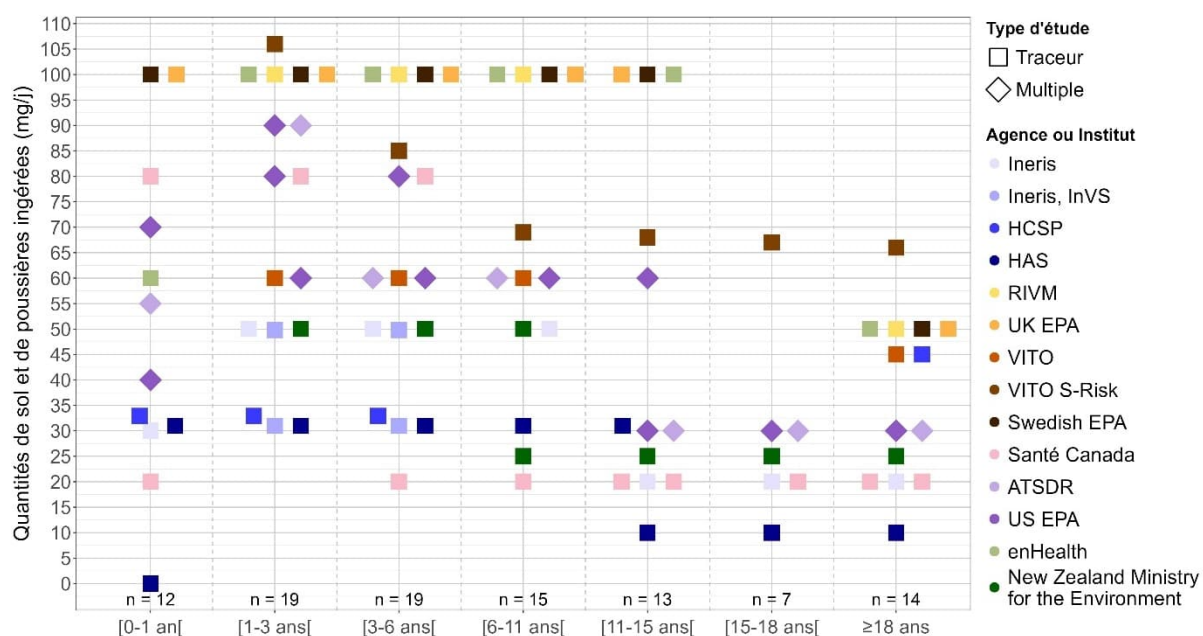


Figure 7 - Valeurs centrales des quantités de sol et de poussières ingérées retenues par des agences ou institutions

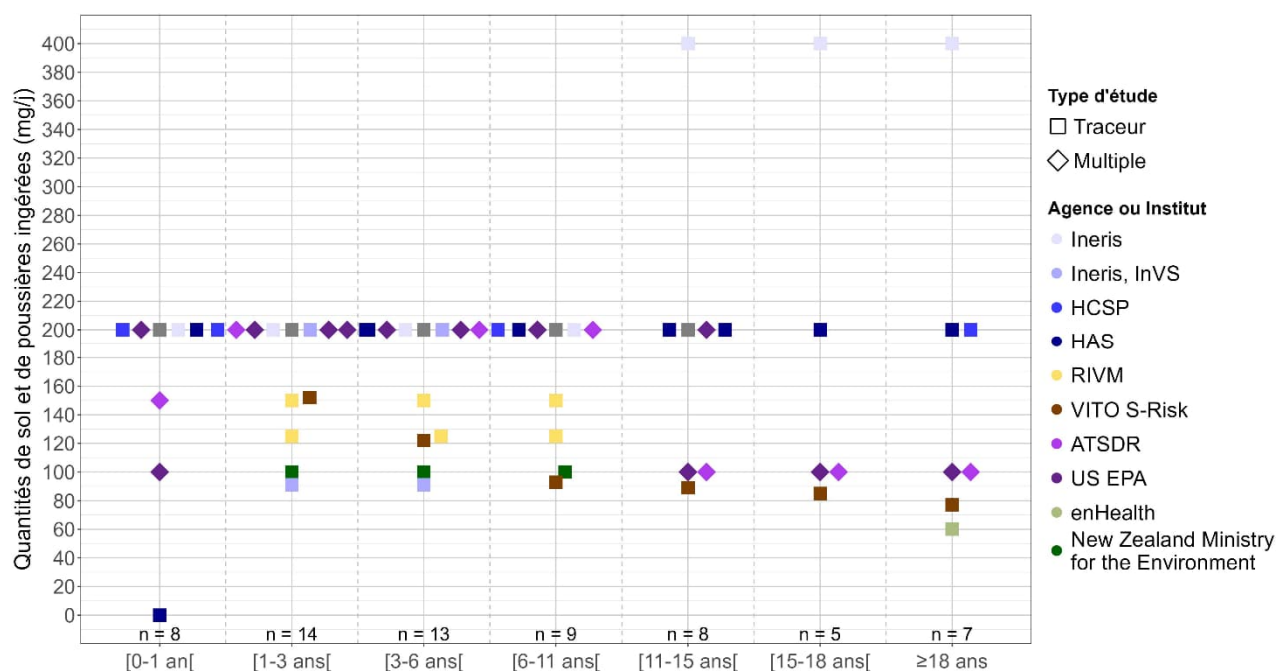


Figure 8 - Valeurs hautes des quantités de sol et de poussières ingérées retenues par des agences ou institutions

Les valeurs centrales recommandées par les organismes français (Ineris, InVS, HAS, HCSP) sont dans la gamme basse des valeurs centrales de l'ensemble des organismes présentés. Pour la majorité des classes d'âge, la HAS a retenu les valeurs centrales les plus faibles. La valeur centrale estimée à 80 mg/j pour l'ingestion de sol et de poussières par l'US EPA (US EPA, 2017) pour les enfants âgés de 1 à moins de 6 ans représente un facteur 1,6 par rapport à la valeur de 50 mg/j de l'Ineris (Ineris, 2017) pour la même tranche d'âge pour l'ingestion de sol. En comparaison, la valeur centrale égale à 24 mg/j de l'Ineris et l'InVS (Ineris et InVS, 2012) pour les enfants de 0 à 6 ans (24 mg/j) est environ trois fois inférieure à celle de 80 mg/j.

Les valeurs hautes recommandées par les organismes français sont dans la gamme haute des valeurs hautes de l'ensemble des organismes présentés. De plus, la valeur haute de 200 mg/j est recommandée de manière récurrente pour les individus entre 0 et 15 ans.

Bien que les approches diffèrent selon les organismes, les publications sur lesquelles reposent les recommandations sont majoritairement des études basées sur la méthode des traceurs.

Les gammes des valeurs centrales et hautes sont présentées dans le Tableau 29.

Tableau 29 - Gammes des valeurs centrales et hautes recommandées par les organismes environnementaux et sanitaires

	Gammes valeurs centrales (mg/j)	Gammes valeurs hautes (mg/j)
[0-1 an[	0-100	0-200
[1-3 ans[	32,9-106	91-200
[3-6 ans[	20-100	91-200
[6-11 ans[	20-100	93-200
[11-15 ans[	10-100	89-400
[15-18 ans[	10-67	85-400
≥18 ans	10-66	77-400

5 Rappel des valeurs proposées par l'Ineris en 2017

Les travaux réalisés par l'Ineris en 2017 sont rappelés dans le Tableau 30 (Ineris, 2017). Les détails sont également donnés au paragraphe 4.2.1.2.

Tableau 30 - Valeurs proposées par l'Ineris en 2017 pour la quantité de sol ingérée pour différentes classes d'âge

Classe d'âge	Valeur centrale (mg/j)	Valeur conservatoire (mg/j)
Classe d'âge 1 : [0-1 an[	30 ^a	200 ^d
Classe d'âge 2 : [1-3 ans[	50 ^b	
Classe d'âge 3 : [3-6 ans[		
Classe d'âge 4 : [6-11 ans[		
Classe d'âge 5 : [11-15 ans[	20 ^c	400 ^e A pondérer en fonction du temps d'activité entraînant une forte exposition au sol
Classe d'âge 6 : [15-18 ans[		
Classe d'âge 7 : plus de 18 ans		
^a L'hypothèse retenue est que les enfants de 0 à 6 mois ont peu de contact direct avec le sol. Une valeur centrale de 0 mg/j a été définie pour cette tranche d'âge et une valeur centrale de 50 mg/j pour les enfants de 6 mois à 1 an. Ainsi, la valeur centrale retenue pour les enfants de 0 à 1 an est fixée à 30 mg/j (25 mg/j arrondie à 30 mg/j).		
^b D'après Calabrese et al. (1989) réanalysé par Stanek et Calabrese (2000), Calabrese et al. (1997) réanalysé par Stanek et Calabrese (2000) et Stanek, Calabrese et Zorn (2001b), Davis <i>et al.</i> (1990) et Davis et Mirick (2006).		
^c Les données des adultes ont été utilisées pour les classes d'âge 5 et 6 en raison de l'absence de données adaptées. Leurs activités sont considérées comme étant plus proches de celles des adultes que de celles des jeunes enfants.		
^d D'après Stanek et Calabrese (2000) et Stanek et al. (2001b).		
^e D'après Stanek et Calabrese (1995a), Stanek et al. (Stanek <i>et al.</i> , 1997) et Davis et Mirick (Davis et Mirick, 2006).		

6 Conclusions et perspectives

Le présent document expose un état des lieux concernant la quantité de sol ingérée, paramètre utilisé dans les évaluations de risques sanitaires. Il convient de noter que la définition du sol et des poussières varie selon les agences et institutions, ce qui constitue un point d'attention lors de la comparaison des valeurs disponibles. Par conséquent, la quantité de sol ingérée inclut le sol extérieur ainsi que les particules de ce sol qui se mélangent aux poussières intérieures. Certains organismes considèrent ces particules de sol extérieur retrouvé à l'intérieur comme une composante des poussières intérieures d'autres comme représentant le sol.

Bien que de nombreuses recherches aient été menées en utilisant des approches telles que les traceurs, les modèles biocinétiques et l'analyse des profils d'activités, les données quantitatives restent limitées. Plusieurs études s'appuient sur des résultats provenant de travaux réalisés dans les années 1990, période depuis laquelle les habitudes concernant l'hygiène, l'alimentation et les activités des enfants et des adultes ont pu évoluer.

Malgré certaines limites partagées avec les autres méthodes, la méthode utilisant des traceurs permet une estimation de l'ingestion de sol dans l'objectif d'estimer la quantité de sol potentiellement impactée par une installation et qui va être ingérée que ce soit à l'extérieur ou à l'intérieur d'une habitation quand ces particules sont amenées de l'extérieur vers l'intérieur par tractage. Les données produites à partir de cette méthode sont jugées pertinentes dans le contexte des dossiers réglementaires liés aux ICPE car elles incluent l'ingestion de sol extérieur et l'ingestion de la fraction extérieure introduite à l'intérieur.

Au vu des différentes valeurs proposées par les organismes et institutions à l'international recensées dans le présent rapport, les valeurs centrales recommandées par l'Ineris sont dans l'intervalle bas des valeurs centrales de l'ensemble des organismes présentés. Les valeurs conservatoires recommandées par l'Ineris sont dans la gamme haute des valeurs de l'ensemble des organismes présentés. Ces observations doivent cependant être nuancées, l'ensemble des valeurs recensées regroupant des matrices pouvant correspondre au sol, aux poussières ou au mélange des deux, lesquels peuvent parfois être confondus ou difficiles à distinguer.

En l'absence des données plus récentes, les études basées sur la méthode des traceurs sur lesquelles sont basées les valeurs proposées par l'Ineris en 2017 restent pertinentes. Une mise à jour de ce rapport sera réalisée si de nouveaux éléments pertinents émergent lors de la mise en œuvre de la directive sur la surveillance des sols.

7 Références

ATSDR (1992) *Public Health Assessment Guidance Manual*.

ATSDR (1995) *Multisite Lead and Cadmium Exposure Study with Biological Markers Incorporated*.

ATSDR (2018) « Exposure Dose Guidance For Soil and Sediment Ingestion », 1, p. 1-29.

Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC) (1992) *Australian and New Zealand Guidelines for the Assessment and Management of Contaminants*.

Barnes, R.M. (1990) « Childhood Soil Ingestion: How Much Dirt Do Kids Eat? », *Analytical Chemistry*, 62(19), p. 1023. Disponible sur: <https://doi.org/10.1021/ac00218a002>.

Van den Berg, R. (1995) *Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden*. RIVM report No. 725201006.

Berrar, D. (2024) « Introduction to the Non-Parametric Bootstrap », in *Encyclopedia of Bioinformatics and Computational Biology, 2nd edition (Elsevier)*, p. 1-18.

Binder, S., Soul, D. et Maughan, D. (1986) « Estimating soil ingestion: The use of tracer elements in estimating the amount of soil ingested by young children », *Archives of Environmental Health*, p. 341-345. Disponible sur: <https://doi.org/10.1080/00039896.1986.9935776>.

Breemen, P. Van et al. (2020) « CSOIL 2020: Exposure model for human health risk assessment through contaminated soil. Technical description », *RIVM* [Preprint].

Calabrese, E.J. et al. (1989) « How much soil do young children ingest: An epidemiologic study », *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 10(2), p. 123-137. Disponible sur: [https://doi.org/10.1016/0273-2300\(89\)90019-6](https://doi.org/10.1016/0273-2300(89)90019-6).

Calabrese, E.J. et al. (1990) « Preliminary adult soil ingestion estimates: Results of a pilot study », *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 12(1), p. 88-95. Disponible sur: [https://doi.org/10.1016/S0273-2300\(05\)80049-2](https://doi.org/10.1016/S0273-2300(05)80049-2).

Calabrese, E.J. et al. (1997) « Soil ingestion estimates for children residing on a superfund site », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 36(3), p. 258-268. Disponible sur: <https://doi.org/10.1006/eesa.1996.1511>.

Calabrese, E.J. (2003) « Lettre à Kevin W. Holtzclaw RE: Soil Ingestion Rates.pdf ».

Calabrese, E.J. et Stanek, E.J. (1993) « Soil pica: Not a rare event », *Journal of Environmental Science and Health. Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology*, p. 373-384. Disponible sur: <https://doi.org/10.1080/10934529309375884>.

Calabrese, E.J. et Stanek, E.J. (1995) « Resolving intertracer inconsistencies in soil ingestion estimation », *Environmental Health Perspectives*, 103(5), p. 454-457. Disponible sur: <https://doi.org/10.1289/ehp.95103454>.

Calabrese, E.J., Stanek, E.J. et Barnes, R. (1996) « Methodology to estimate the amount and particle size of soil ingested by children: Implications for exposure assessment at waste sites », *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 24(3), p. 264-268. Disponible sur: <https://doi.org/10.1006/rtp.1996.0139>.

Calabrese, E.J., Stanek, E.J. et Barnes, R. (1997) « Soil ingestion rates in children identified by parental observation as likely high soil ingesters », *Soil and Sediment Contamination*, 6(3), p. 271-279. Disponible sur: <https://doi.org/10.1080/15320389709383565>.

CDC (2021) « Information for state and local health departments for implementing 3.5 µg/dL as the updated CDC blood lead reference value ».

Chatpar, E.A. et al. (2024) « Collection of time activity data to support exposure assessment: Protocol for a systematic evidence map », *Evidence-Based Toxicology*, 2(1), p. Disponible sur: <https://doi.org/10.1080/2833373x.2024.2338702>.

Clausing, P., Brunekreef, B. et van Wijnen, J.H. (1987) « A method for estimating soil ingestion by children », *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 59(1), p. 73-82. Disponible sur: <https://doi.org/10.1007/BF00377681>.

Cohen, J. *et al.* (2024) « Meta-analysis of soil and dust ingestion studies », *Environmental Research*, 261(April). Disponible sur: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119649>.

Cornelis, C. *et al.* (2006) « Evaluation of the swedish guideline values for contaminated sites -cadmium and polycyclic aromatic hydrocarbons - technical report », (013). Disponible sur: https://emis.vito.be/sites/emis.vito.be/files/articles/1125/2013/Bodem_zweedsrapport_normen_verontr_einigde_sites_tech.pdf.

Cornelis, C., Standaert, A. et Willems, H. (2022) « S-Risk - Technical guidance document », (February).

Davis, S. *et al.* (1990) « Quantitative estimates of soil ingestion in normal children between the ages of 2 and 7 years: Population-based estimates using aluminum, silicon, and titanium as soil tracer elements », *Archives of Environmental Health*, 45(2), p. 112-122. Disponible sur: <https://doi.org/10.1080/00039896.1990.9935935>.

Davis, S. et Mirick, D.K. (2006) « Soil ingestion in children and adults in the same family », *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 16(1), p. 63-75. Disponible sur: <https://doi.org/10.1038/sj.jea.7500438>.

Day, J.P., Hart, M. et Robinson, M.S. (1975) « Lead in urban street dust », *Nature*, 253(5490), p. 343-345. Disponible sur: <https://doi.org/10.1038/253343a0>.

DerSimonian, R. et Laird, N. (1986) « Meta-analysis in clinical trials », *Controlled Clinical Trials*, 7(3), p. 177-188. Disponible sur: [https://doi.org/10.1016/0197-2456\(86\)90046-2](https://doi.org/10.1016/0197-2456(86)90046-2).

Doyle, J.R. *et al.* (2012) « A soil ingestion pilot study of a population following a traditional lifestyle typical of rural or wilderness areas », *Science of the Total Environment*, 424, p. 110-120. Disponible sur: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.043>.

DTSC (2025) *HHRA Note Number 1 – Default HHRA Exposure Parameters*. Disponible sur: <https://doi.org/10.1002/0471646776.ch24>.

Duggan, M.J. et Williams, S. (1977) « Lead-in-dust in city streets », *Science of the Total Environment*, The, 7(1), p. 91-97. Disponible sur: [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(77\)90019-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(77)90019-5).

enHealth (2004) *Australian exposure assessment handbook*.

enHealth (2012) « Australian Exposure Factor Guide », p. 1-87.

Fayad-Martinez, C. *et al.* (2025) « Mass and particle size distribution of household dust on children's hands », *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, (January), p. 1-11. Disponible sur: <https://doi.org/10.1038/s41370-025-00749-3>.

Ferguson, A. *et al.* (2024) « Methodologies for the collection of parameters to estimate dust/soil ingestion for young children », *Frontiers in Public Health*, 12(June), p. 1-16. Disponible sur: <https://doi.org/10.3389/fpubh.2024.1357346>.

HCSP (2014) *Expositions au plomb : détermination de nouveaux objectifs de gestion. Rapport*.

HCSP (2021) « Plomb dans l'environnement extérieur - Recommandations pour la maîtrise du risque », p. 61.

HCSP (2022) *Définition des valeurs repères pour des contaminants des sols pollués - Présentation de la démarche méthodologique - Le mercure*.

Hogan, K. *et al.* (1998) « Integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children: Empirical comparisons with epidemiologic data », *Environmental Health Perspectives*, 106(SUPPL. 6), p. 1557-1567. Disponible sur: <https://doi.org/10.1289/ehp.98106s61557>.

Holmes, K.K. *et al.* (1999) « Field measurement of dermal soil loadings in occupational and recreational activities », *Environmental Research*, 80(2 I), p. 148-157. Disponible sur: <https://doi.org/10.1006/enrs.1998.3891>.

Hubbard, H. *et al.* (2022) « Model-based predictions of soil and dust ingestion rates for U.S. adults using the stochastic human exposure and dose simulation soil and dust model », *Science of the Total Environment*, 846(July). Disponible sur: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157501>.

Ineris (2017) *Paramètres d'exposition de l'Homme du logiciel MODUL'ERS*. INERIS-DRC-14-141968-11173C.

Ineris (2021) *Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires - Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées.*

Ineris (2024) *DEPSI - Analyse des déterminants du transferts des particules sur le continuum sol, air extérieur et intérieur – Rapport final.*

Ineris et InVS (2012) *Quantités de terre et poussières ingérées par un enfant de moins de 6 ans et bioaccessibilité des polluants : état des connaissances et propositions.*

INSPQ (2012) *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec.*

Irvine, G. et al. (2014) « Soil ingestion rate determination in a rural population of Alberta, Canada practicing a wilderness lifestyle », *Science of the Total Environment*, 470-471, p. 138-146. Disponible sur: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.037>.

Irvine, G., Blais, J. et White, P. (2013) « Soil Ingestion Rate and Excess Lifetime Cancer Risk in First Nations' People Exposed to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Near In-situ Bitumen Extraction in Cold Lake, Alberta », (MR95531), p. 185. Disponible sur: http://uml.idm.oclc.org/login?url=https://search.proquest.com/docview/1473911236?accountid=14569%0Ahttps://search.lib.umanitoba.ca/openurl/01UMB_INST/01UMB_INST:UMB??url_ver=Z39.88-2004&rft_val_fmt=info:ofi/fmt:kev:mtx:dissertation&genre=dissertations+%26.

Layton, D.W. et Beamer, P.I. (2009) « Migration of contaminated soil and airborne particulates to indoor dust (supplement) », *Environmental Science and Technology*, 43(21), p. 8199-8205. Disponible sur: <https://doi.org/10.1021/es9003735>.

Lepow, M.L. et al. (1975) « Investigations into sources of lead in the environment of urban children », *Environmental Research*, 10(3), p. 415-426. Disponible sur: [https://doi.org/10.1016/0013-9351\(75\)90037-7](https://doi.org/10.1016/0013-9351(75)90037-7).

Lepow, M.L., Bruckman, L. et Rubino, R.A. (1974) « Role of airborne lead in increased body burden of lead in Hartford children », *Environmental Health Perspectives*, No. 7(May), p. 99-102. Disponible sur: <https://doi.org/10.1289/ehp.74799>.

Lessl, J. (2022) « Urban Gardening : Assessing Soils for Contamination », *University of Georgia Cooperative Extension Circular 1075*, p. 1-4.

von Lindern, I. et al. (2016) « Estimating children's soil/dust ingestion rates through retrospective analyses of blood lead biomonitoring from the Bunker Hill superfund site in Idaho », *Environmental Health Perspectives*, 124(9), p. 1462-1470. Disponible sur: <https://doi.org/10.1289/ehp.1510144>.

Lindern, I. Von et al. (2003) « Assessing remedial effectiveness through the blood lead : soil y dust lead relationship at the Bunker Hill Superfund Site in the Silver Valley of Idaho », 303, p. 139-170.

Liu, Y. et al. (2023) « Assessing Disparities in Americans' Exposure to PCBs and PBDEs based on NHANES Pooled Biomonitoring Data », *Journal of the American Statistical Association*, 118(543), p. 1538-1550. Disponible sur: <https://doi.org/10.1080/01621459.2023.2195546>.

Lupolt, S.N. et al. (2023) « Optimization of a method for collecting infant and toddler urine for non-target analysis using cotton pads and commercially available disposable diapers », *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 33(4), p. 602-609. Disponible sur: <https://doi.org/10.1038/s41370-023-00553-x>.

Ministry for the Environment and Ministry of Health (1997) *Health and Environmental Guidelines for Selected Timber Treatment Chemicals.*

Moya, J. et Phillips, L. (2014) « A review of soil and dust ingestion studies for children », *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 24(6), p. 545-554. Disponible sur: <https://doi.org/10.1038/jes.2014.17>.

MTES (2017) « Méthodologie nationale de gestion des sites et sols pollués », *Ministère de l'Environnement de l'Energie et de la Mer*, (Avril), p. 128.

Naturvårdsverket (1996) *Development of generic guideline values. Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden.*

New Zealand Ministry for the Environment (2011) *Methodology for Deriving Standards for Contaminants in Soil to Protect Human Health.* Disponible sur:

<http://www.mfe.govt.nz/publications/hazardous/deriving-standards-for-contaminants-in-soil/methodology-for-deriving-standards-for-contaminants-in-soil.doc>.

OECD (2026) *Report on the OECD Database on Children's Exposure Factors*. Disponible sur: [https://one.oecd.org/document/ENV/CBC/MONO\(2025\)22/en/pdf](https://one.oecd.org/document/ENV/CBC/MONO(2025)22/en/pdf).

Ogunbiyi, O.D. *et al.* (2024) « Innovative non-targeted screening approach using High-resolution mass spectrometry for the screening of organic chemicals and identification of specific tracers of soil and dust exposure in children », *Journal of Hazardous Materials*, 469(March), p. 134025. Disponible sur: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134025>.

Olsen, A.K., Li, D. *et Li, L.* (2023) « Explore the Dosimetric Relationship between the Intake of Chemical Contaminants and Their Occurrence in Blood and Urine », *Environmental Science and Technology*, 57(26), p. 9526-9537. Disponible sur: <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08470>.

Özkaynak, H. *et al.* (2011) « Modeled Estimates of Soil and Dust Ingestion Rates for Children », *Risk Analysis*, 31(4), p. 592-608. Disponible sur: <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2010.01524.x>.

Özkaynak, H. *et al.* (2022) « Model based prediction of age-specific soil and dust ingestion rates for children », *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 32(3), p. 472-480. Disponible sur: <https://doi.org/10.1038/s41370-021-00406-5>.

Özkaynak, H. *et al.* (2023) « Advancing Methodologies Used in Trace Element-Based Mass Balance Studies to Separately Estimate Soil and Dust Ingestion Rates for Children », *Environment International*, 178(May). Disponible sur: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107983>.

Paustenbach, D.J. *et al.* (2006) « Identifying soil cleanup criteria for dioxins in urban residential soils: How have 20 years of research and risk assessment experience affected the analysis? », *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part B: Critical Reviews*, p. 87-145. Disponible sur: <https://doi.org/10.1080/10937400500538482>.

Peters, S.J.W. *et al.* (2023) « Community-Engaged Assessment of Soil Lead Contamination in Atlanta Urban Growing Spaces », *GeoHealth*, 7(3), p. 1-10. Disponible sur: <https://doi.org/10.1029/2022GH000674>.

RIVM (2001) *Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Proposed parameter set for human exposure modelling*. Disponible sur: <http://hdl.handle.net/10029/9658>.

RIVM (2007) *CSOIL 2000 an exposure model for human risk assessment of soil contamination. A model description, RIVM report 711701054/2007*.

Santé Canada (2021) *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, Version 3.0*.

Santé Canada (2023) *Conseils pour l'évaluation des effets sur la santé humaine dans le cadre d'une évaluation d'impact : L'évaluation des risques pour la santé humaine*.

Sedman, R.M. (1989) « The development of applied action levels for soil contact: A scenario for the exposure of humans to soil in a residential setting », *Environmental Health Perspectives*, 79, p. 291-313. Disponible sur: <https://doi.org/10.1289/ehp.8979291>.

Sedman, R.M. *et Mahmood, R.J.* (1994) « Soil ingestion by children and adults reconsidered using the results of recent tracer studies », *Air and Waste*, 44(2), p. 141-144. Disponible sur: <https://doi.org/10.1080/1073161X.1994.10467242>.

Society of Environmental Toxicology and Chemistry (2004) « 14th Annual meeting in Prague, Czech Republic, special symposium: the terrestrial environment », in *Comparison of soil clean-up levels for heavy metals between various countries*. Prague, Czech Republic.

Stanek, E.J. *et al.* (1997) « Soil Ingestion in Adults—Results of a Second Pilot Study », *Ecotoxicology and Environmental Safety* [Preprint].

Stanek, E.J. *et al.* (1998) « Prevalence of soil mouthing/ingestion among healthy children aged 1 to 6 », *Soil and Sediment Contamination*, 7(2), p. 227-242. Disponible sur: <https://doi.org/10.1080/10588339891334249>.

Stanek, E.J. *et Calabrese, E.J.* (1995a) « Daily estimates of soil ingestion in children », *Environmental Health Perspectives*, 103(3), p. 276-285. Disponible sur: <https://doi.org/10.1289/ehp.95103276>.

Stanek, E.J. et Calabrese, E.J. (1995b) « Soil Ingestion Estimates for Use in Site Evaluations Based on the Best Tracer Method (1995a) », *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 1(2), p. 133-157. Disponible sur: <https://doi.org/10.1080/10807039509379998>.

Stanek, E.J. et Calabrese, E.J. (2000) « Daily soil ingestion estimates for children at a Superfund site », *Risk Analysis*, 20(5), p. 627-636. Disponible sur: <https://doi.org/10.1111/0272-4332.205057>.

Stanek, E.J., Calabrese, E.J. et Barnes, R.M. (1999) « Soil Ingestion Estimates for Children in Anaconda Using Trace Element Concentrations in Different Particle Size Fractions », *Human and Ecological Risk Assessment*, p. 547-558.

Stanek, E.J., Calabrese, E.J. et Xu, B. (2012) « Meta-Analysis of Mass-Balance Studies of Soil Ingestion in Children », *Risk Analysis*, 32(3), p. 433-447. Disponible sur: <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2011.01673.x>.

Stanek, E.J., Calabrese, E.J. et Zorn, M. (2001a) « Biasing factors for simple soil ingestion estimates in mass balance studies of soil ingestion », *Human and Ecological Risk Assessment (HERA)*, 7(2), p. 329-355. Disponible sur: <https://doi.org/10.1080/20018091094394>.

Stanek, E.J., Calabrese, E.J. et Zorn, M. (2001b) « Soil ingestion distributions for Monte Carlo risk assessment in children », *Human and Ecological Risk Assessment (HERA)*, 7(2), p. 357-368. Disponible sur: <https://doi.org/10.1080/20018091094402>.

Study, A.E. (1989) « How Much Soil Do Young Children Ingest »: *The health risk assessment and management of contaminated sites. Proceedings of a National workshop on the health risk assessment and management of contaminated sites*. [Preprint], (Cdc).

Thompson, K.M. et Burmaster, D.E. (1991) « Parametric Distributions for Soil Ingestion by Children », *Risk Analysis*, 11(2), p. 339-342. Disponible sur: <https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.1991.tb00610.x>.

U.S. EPA (1994) *Guidance Manual for the IEUBK Model for Lead in Children Office of Solid Waste and Emergency Response*. PB93-963510.

U.S. EPA (2006) *Child-Specific Exposure Factors Handbook (External Review Draft)*, Report EPA/600/R/06/096A.

U.S. EPA (2009) *Exposure Factors Handbook: 2009 Update (2009a)*, External Review Draft EPA/600/R-09/052A.

U.S. EPA (2011) *Exposure Factors Handbook: 2011 Edition. Front matter*. EPA/600/R-09/052F. Washington, DC. Disponible sur: https://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=526160.

U.S. EPA (2014) *Human Health Evaluation Manual, Supplemental Guidance: Update of Standard Default Exposure Factors*. Disponible sur: <https://www.epa.gov/risk/update-standard-default-exposure-factors>.

U.S. EPA (2021) *User's Guide for the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children*.

UK EA (2009) *Updated technical background to the CLEA model*.

UK EPA (2009) *Updated technical background to the CLEA model (2009b)*.

US EPA (1989) *Exposure Factors Handbook*.

US EPA (1991a) *Risk assessment guidance for superfund*.

US EPA (1991b) *Risk assessment guidance for superfund Volume 1 : Human health evaluation manuel*.

US EPA (1994) « Guidance Manual for the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children ».

US EPA (1997) *Exposure Factors Handbook (1997 Final Report)*, EPA/600/P-95/002F a-c.

US EPA (2002) *Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites*.

US EPA (2006) *Child-Specific Exposure Factors Handbook (External Review Draft)*, Report EPA/600/R/06/096A.

US EPA (2008) « Child-Specific Exposure Factors Handbook », *U.S. Environmental Protection Agency*, (September), p. 448.

US EPA (2009) *Exposure Factors Handbook: 2009 Update (2009a), External Review Draft EPA/600/R-09/052A*.

US EPA (2017) *Update for Chapter 5 of the Exposure Factors Handbook Soil and Dust Ingestion*.

US EPA (2024) *Updated Residential Soil Lead Guidance for CERCLA Sites and RCRA Corrective Action Facilities*.

Versar (2001) *Age Group Recommendations for Assessing Childhood Exposure and the Adequacy of Existing Exposure Factors Data for Children*.

VITO (2008) « Review of the soil ingestion pathway in human exposure assessment. Final report. Study in support of the BeNeKempen project-subproject on harmonization of the human health risk assessment methodology ».

VITO *et al.* (2008) « Review of the soil ingestion pathway in human exposure assessment », *Study in support of the ...* [Preprint].

VITO (2019) « Samenvatting wijzigingen S-Risk versie 1.3 », p. 1-21.

White, P.D. *et al.* (1998) « The conceptual structure of the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children », *Environmental Health Perspectives*, 106(SUPPL. 6), p. 1513-1530. Disponible sur: <https://doi.org/10.1289/ehp.98106s61513>.

van Wijnen, J.H., Clausen, P. et Brunekreef, B. (1990) « Estimated soil ingestion by children », *Environmental Research*, 51(2), p. 147-162. Disponible sur: [https://doi.org/10.1016/S0013-9351\(05\)80085-4](https://doi.org/10.1016/S0013-9351(05)80085-4).

Wilson, R. *et al.* (2013) « Revisiting Dust and Soil Ingestion Rates Based on Hand-to-Mouth Transfer », *Human and Ecological Risk Assessment*, 19(1), p. 158-188. Disponible sur: <https://doi.org/10.1080/10807039.2012.685807>.

Wong, M.S. (1988) « The role of environmental and host behavioural factors in determining exposure to infection with *Ascaris lumbricoides* and *Trichuris trichiura* », p. xx,209-xx,209.

Yao, X. *et al.* (2023) « Phytoremediation of Lead-Contaminated Soil in the Westside of Atlanta, GA », *GeoHealth*, 7(8), p. 1-12. Disponible sur: <https://doi.org/10.1029/2022GH000752>.

8 Annexe

Annexe 1 : Listes des études traceurs mentionnées mais non retenues par des agences citées au chapitre 3

Liste des autres études identifiées utilisant la méthode des traceurs qui ont été mentionnées mais non retenues par des agences citées au chapitre 3 :

- Thompson and Burmaster (Thompson et Burmaster, 1991) - Parametric Distributions for Soil Ingestion by Children
- Calabrese, Stanek et Barnes (1996) - Methodology to Estimate the Amount and Particle Size of Soil Ingested by Children: Implications for Exposure Assessment at Waste Sites
- Sedman et Mahmood (1994) - Soil Ingestion by Children and Adults Reconsidered Using the Results of Recent Tracer Studies
- Stanek, Calabrese et Barnes, (1999) - Soil ingestion estimates for children in Anaconda using trace element concentrations in different particle size fractions.
- Doyle et al. (Doyle *et al.*, 2012) - A Soil Ingestion Pilot Study of a Population Following a Traditional Lifestyle Typical of Rural or Wilderness Areas
- Irvine et al. (Irvine *et al.*, 2014) - Soil ingestion Rate Determination in a Rural Population in Alberta, Canada Practicing a Wilderness Lifestyle

