



Siège social et site de Liège
Rue du Chéra, 200
B-4000 Liège
Tél : +32(0)4 229 83 11
Fax : +32(0)4 252 46 65
Site web : <http://www.issep.be>

Site de Colfontaine
Zoning A. Schweitzer
Rue de la Platinerie
B-7340 Colfontaine
Tél : +32(0)65 61 08 11
Fax : +32(0)65 61 08 08



BIOSOL

Rapport statistique du volet santé humaine :
présentation des résultats et analyses des biomarqueurs
urinaires de l'As, Cd, Pb et Ba, Co, Sb, Sn

Délivrable n°9 (version 1)

DOC-2024-04059

Rapport ISSeP 01912/2024

Ludovic HERBRICH & Jérôme C.J. PETIT

Cellule Environnement & Santé
Direction des risques chroniques
ISSeP – INSTITUT SCIENTIFIQUE DE SERVICE PUBLIC

Résumé

Le projet BIOSOL vise à étudier l'exposition chronique aux contaminations des sols en métaux et métalloïdes en recherchant les déterminants environnementaux et individuels qui régissent les niveaux d'exposition biologique des enfants de 6 à 11 ans.

Dans le cadre du recrutement BIOSOL mené en 2023, 172 enfants volontaires répartis sur trois zones d'études ont accepté de participer au projet. Ces zones sont (i) la zone « A », contaminée par les activités ANTHROPIQUES industrielles liées à la métallurgie « historique » ; la zone « N », contaminée de façon NATURELLE à cause de la géologie locale et la zone « T », TEMOIN présentant les teneurs les plus basses en métaux pour la Wallonie.

Les réponses aux questionnaires auto-administrés, les urines et des échantillons de sols ont été collectés pour chacun d'entre eux.

Ce rapport d'analyse statistique décrit les niveaux d'imprégnation biologique et les teneurs environnementales (sols) de l'arsenic (As), du cadmium (Cd), du plomb (Pb), du baryum (Ba), du cobalt (Co), de l'antimoine (Sb) et de l'étain (Sn) pour l'ensemble des volontaires. Chaque zone d'étude fait l'objet d'une description plus approfondie et d'une comparaison aux concentrations urinaires retrouvées chez les enfants en population générale.

L'analyse des questionnaires a permis d'identifier les variables associées et parfois les facteurs explicatifs des concentrations en métaux urinaires des enfants, mais pas toujours.

Les niveaux de contamination des sols des jardins privés des participants pour les métaux traces et métalloïdes présentent des différences marquées d'une zone d'étude à l'autre. En zone A, les sols sont plus contaminés en Cd, Pb, Ba, Sb et Sn et dépassent dans certains cas les normes wallonnes établies pour le Cd et Pb. En zone N, les sols sont plus contaminés en As et Co et présentent certains dépassements de la norme wallonne établie pour l'As. Le sol est un paramètre qui semble avoir des influences limitées sur les niveaux d'expositions à l'As, Ba, Cd, Sb et Sn des enfants de notre étude. Pour le Pb et le Co, des associations positives entre les teneurs mesurées dans les sols et les concentrations urinaires sont mises en évidence de manière plus distincte.

Dans l'ensemble, les niveaux d'exposition biologique des enfants de l'étude aux métaux traces et métalloïdes sont inférieurs ou égaux à ceux mesurés dans la population générale wallonne. La part des dépassements de valeur de référence populationnelle reste relativement faible pour l'ensemble des substances étudiées.

Selon les substances considérées, l'alimentation, l'hygiène de la maison et l'âge du logement permettent généralement d'expliquer une part des variations des niveaux d'imprégnation chez les jeunes enfants. En zone A, les enfants qui présentent des niveaux d'imprégnation plus élevés au Pb résident sur les sols les plus contaminés. En zone N, les plus grandes concentrations en cobalt urinaires peuvent être liées, au moins partiellement à de plus grandes concentrations en Co dans les sols. Les plus grandes imprégnations en antimoine urinaire observée en zone T restent encore inexplicables.

Table des matières

Rapport statistique du volet santé humaine : présentation des résultats et analyses des biomarqueurs urinaires de l'As, Cd, Pb et Ba, Co, Sb, Sn 1

Résumé 2

I. Introduction 5

I.1 Objectif du rapport 5

I.2 Contexte de l'étude 5

I.3 Informations générales sur les métaux et métalloïdes investigués 7

I.3.1 L'antimoine (Sb) 7

I.3.2 L'arsenic (As) 8

I.3.3 Le baryum (Ba) 10

I.3.4 Le cadmium (Cd) 11

I.3.5 Le cobalt (Co) 13

I.3.6 L'étain (Sn) 13

I.3.7 Le plomb (Pb) 14

I.4 Synthèse des données d'imprégnations biologiques en population générale et exposée 16

I.4.1 Population générale 16

I.4.2 Population exposée 18

II. Méthodologie poursuivie pour l'analyse statistique 22

II.1 Nettoyage, recodage et traitement des données 22

II.1.1 Sélection des variables 22

II.1.2 Recodage des variables et regroupement 23

II.1.3 Traitement des valeurs manquantes, des LOQ et des p99 24

II.1.4 Choix des valeurs de référence retenues pour l'étude de comparaison des biomarqueurs urinaires étudiés 25

II.2 Analyse descriptive 26

II.2.1 Description des populations et comparaison des effectifs 26

II.2.2 Statistiques descriptives des biomarqueurs 26

II.2.3 Traitement des facteurs confondants 27

II.2.4 Description des niveaux de concentrations en substances dans les sols 27

II.3 Analyses statistiques univariées 28

II.4 Modèles multi variables 28

III. Résultats et interprétations 29

III.1 Présentation générale des paramètres de distribution pour les biomarqueurs urinaires et les concentrations dans les sols 29

III.1.1 Concentrations des substances dans les sols 29

III.1.2 Distribution des biomarqueurs urinaires	32
III.2 Description de la population d'étude.....	35
III.2.1 Caractéristiques démographiques et socio-économiques	35
III.2.2 Sources d'exposition issues du questionnaire	37
III.3 Présentation et analyse des biomarqueurs d'exposition par zone d'étude	46
III.3.1 Analyse des imprégnations en antimoine urinaires brutes.....	47
III.3.2 Analyse des imprégnations en Arsenic total et Asi + MMA + DMA urinaires brutes.....	53
III.3.3 Analyse des imprégnations en baryum urinaires brutes.....	63
III.3.4 Analyse des imprégnations en cadmium urinaires brutes	68
III.3.5 Analyse des imprégnations en cobalt urinaires brutes	74
III.3.6 Analyse des imprégnations en étain urinaires brutes.....	80
III.3.7 Analyse des imprégnations en plomb urinaires brutes.....	85
IV. Synthèse générale	94
Bibliographie.....	98
Annexes	106

I. Introduction

I.1 Objectif du rapport

Le présent rapport constitue le neuvième livrable du projet BIOSOL. Il aborde le volet analyse statistique des données de biomonitoring humain (biomarqueurs urinaires), des teneurs en métaux et métalloïdes dans les sols et des données des questionnaires acquises dans le cadre du projet BIOSOL.

L'objectif principal du rapport est d'identifier les principaux facteurs expliquant les associations entre les expositions et les niveaux d'imprégnations aux différentes substances étudiées chez les enfants. Ce travail vise également à évaluer la contribution relative des teneurs totales en métaux des sols dans les expositions biologiques. Les teneurs en métaux et métalloïdes des sols prélevés dans les jardins privés des participants et les concentrations en biomarqueurs urinaires mesurées chez les enfants seront analysées et comparées aux valeurs seuils établies en Région wallonne et aux données populationnelles disponibles, respectivement.

L'analyse réalisée ne prend pas en compte les données de bioaccessibilité orale ou de spéciation, ni d'autres paramètres physicochimiques mesurés sur les sols. L'analyse de ces données sera réalisée par ailleurs.

Le travail se présente en trois parties distinctes :

- (i) Une introduction qui resitue le contexte général de l'étude et synthétise les connaissances générales sur les substances étudiées (usage, teneurs et comportements dans les sols, exposition, toxicité et données biologiques humaines) ;
- (ii) Une section présentant la méthodologie suivie et les outils utilisés pour mener l'analyse statistique (description de l'échantillon d'étude, statistiques uni variées et multivariées) ;
- (iii) Une section décrivant et interprétant l'ensemble des résultats tels que : les concentrations en métaux mesurées dans les sols et les échantillons d'urine, les données sociodémographiques et les caractéristiques de la population d'étude, les croisements entre les données d'imprégnation et les facteurs d'exposition aux polluants métalliques, y compris la qualité des sols.

I.2 Contexte de l'étude

La Wallonie est l'une des régions d'Europe présentant des niveaux de contaminations diffuses des sols en éléments traces métalliques (ETM, communément appelés « métaux lourds », auxquels on associe le métalloïde arsenic) les plus hauts d'Europe.

De tous les ETM « courants », le **plomb** (Pb), le **cadmium** (Cd), l'**arsenic** (As) sont les plus ubiquistes, mais aussi les plus toxiques et les plus problématiques en regard de leurs teneurs ambiantes dans les sols. De nombreuses études démontrent que les contaminations des sols à ces polluants, qu'elles soient naturelles ou anthropiques sont souvent associées à de plus grandes expositions biologiques dans le sang et/ou l'urine chez les adultes et les enfants exposés en comparaison à la population générale (voir section I.4.2).

On recense plus d'une vingtaine d'études portant sur des biomonitorings ciblés auprès de populations adultes et infantiles exposées à des pollutions de sols locales en Pb, Cd et As en Belgique, France, Europe et ailleurs dans le monde. Ces études montrent que les contaminations des sols donnent lieu le plus souvent à de plus grandes cadmiuries, arsenicuries et plombémies (biomarqueurs principaux) en comparaison à la population générale ou aux populations témoins correspondantes, mais pas toujours (Do et al. 2011, Fillol et al. 2010, Fillol and Dor 2012, Gebel et al. 1998, Poulson et al. 1997, Tsuji et al., 2005). Les imprégnations plus élevées s'accompagnent parfois d'une incidence plus grande de maladies chroniques et de cancers (Durand et al. 2011, Fréry and Ohayon 1998, Lauwerys et al. 1991, Ranft et al. 2003). Dans ces études, les imprégnations élevées ont également été corrélées à la consommation de végétaux autoproduits, la fréquentation d'un potager, mais aussi avec des facteurs relevant des caractéristiques individuelles, comportementales et liées à l'habitat, principalement le genre, l'âge, le tabagisme, le niveau socio-économique, ou encore la consommation d'alcool ou de poisson, l'âge des logements, la présence de canalisation et de peinture au plomb.

De surcroît, d'autres contaminants des sols, comme le **baryum** (Ba), le **cobalt** (Co), l'**antimoine** (Sb) et l'**étain** (Sn) sont présents dans certains sols wallons (Pereira et al. 2022) à des teneurs parfois relativement élevées selon les typologies de contamination. Dans la Région wallonne, les sols impactés par les activités métallurgiques des bassins industriels présentent des teneurs élevées en Sn, Sb et Ba. Les sols naturellement contaminés de Lorraine belge présentent des enrichissements en Co. Bien que les teneurs rencontrées dans les sols n'impliquent pas a priori de risque sur la santé en regard de la toxicité de ces substances, les expositions à ces métaux du sol sont très peu voire pas documentées et méritent pour cela une attention particulière.

Le projet BIOSOL vise à évaluer l'influence des concentrations, de la spéciation et de la bioaccessibilité orale de ces ETM dans les sols sur les niveaux d'imprégnation des **enfants de 6 à 11 ans**. Plus précisément, il s'agit de déterminer si les populations infantiles vivant sur des sols anthropiquement ou naturellement contaminés sont soumises à des niveaux d'exposition biologique supérieurs à ceux d'une population témoin vivant sur des sols faiblement contaminés ou à ceux de la population générale wallonne.

À ce titre, **trois zones d'études** ont été sélectionnées. Elles se distinguent par des typologies de contamination différentes : (1- zone A) la ville de Liège (quartiers de Chénée et Grivegnée) caractérisée par des forts niveaux de contamination des sols au plomb, au cadmium, au baryum, à l'antimoine et à l'étain principalement due aux activités industrielles historiques ; (2- zone N), le sud de la province du Luxembourg (Communes d'Aubange, de Musson et de Saint-Léger) dans laquelle les sols naturellement riches en fer présentent des contaminations naturelles en arsenic et en cobalt ; et (3-zone T) une zone témoin sans contamination constatée des sols.

Suite au recrutement effectué entre **mars et juin 2023** dans ces trois zones, **172 enfants volontaires** ont participé à une campagne de prélèvement urinaire approuvée par le Comité d'éthique hospitalo-facultaire du Centre Hospitalier Universitaire de Liège. Les informations socio-économiques, démographiques, les habitudes de vie de ces enfants ainsi que les caractéristiques des lieux de vie des ménages ont été collectés à l'aide de questionnaires auto-administrés. Les **biomarqueurs urinaires** de l'antimoine, de l'arsenic (total et spécié), du baryum, du cadmium, du cobalt, de l'étain et du plomb ont été mesurés grâce à des auto-prélèvements réalisés par les participants (Petit et al. 2023). L'ensemble des analyses de biomarqueurs urinaires ont été menées par Sciensano (Demaegdt & Cheyns 2024).

Parallèlement, une campagne de **prélèvement de sol** a également été menée dans les jardins privatifs des ménages participant à l'étude. Ces échantillonnages, réalisés par l'UCLouvain, ont été complétés par d'autres réalisés dans les espaces publiquement accessibles de leur quartier. Les données acquises pour les jardins privatifs ont été compilées et croisées avec les données biologiques et les réponses aux questionnaires. La méthode et les résultats du processus d'analyse statistique sont décrits dans le présent rapport.

I.3 Informations générales sur les métaux et métalloïdes investigués

Les sections suivantes reprennent des informations sur chaque métal ou métalloïde investigué dans le projet BIOSOL, quant à (i) leurs usages, (ii) leur géochimie et comportement, les teneurs rencontrées dans l'environnement sur des sols naturels et contaminés, ainsi que (iii) sur leurs niveaux et sources d'exposition régulières, leurs toxicités et les risques sanitaires qu'ils représentent pour la population.

I.3.1 L'antimoine (Sb)

i. Usage

L'antimoine est utilisé dans la production d'alliages, comme composant pour les retardateurs de flamme, comme catalyseur dans la production plastique ou pigment dans la peinture, comme ignifugeant pour les textiles et les matières plastiques, ou encore comme opacifiant pour les verres, les céramiques et les émaux (ANSES 2011). Les rejets de l'industrie extractive sont considérés comme la plus grande source d'émission de Sb dans l'environnement, mais les émissions des véhicules automobiles, l'élimination et l'incinération des déchets, la combustion de carburants et les activités de tir y contribuent également (Clemente 2013).

ii. Géochimie, teneurs et comportement dans les sols

L'antimoine est généralement présent dans l'environnement sous forme de cation trivalent et pentavalent, c'est un élément chalcophile (associé aux sulfures) relativement immobile. Son comportement géochimique est étroitement lié et ressemble à celui de l'arsenic avec lequel il se substitue couramment (souvent associé à des gisements de sulfure de Cu, Ag et Pb). L'abondance moyenne de l'antimoine dans la croûte continentale est faible (de l'ordre de 0,2-0,3 mg/kg). Les teneurs en Sb dans les sols sont généralement plus élevées que celles des roches dont ils sont issus. Pour les sols naturels, la gamme des concentrations rapportée est comprise entre 0,3 et 8,4 mg/kg (Clemente 2013), mais les teneurs ne dépassent généralement pas 1 mg/kg (Kabata-Pendias 2001). En Europe, les concentrations naturelles dans les sols sont généralement comprises entre 0,1 et 1,9 mg/kg (10-90e percentile pour les sols de l'UE). Dans les environnements industriels, des teneurs en Sb jusqu'à 1500 mg/kg ont pu être mesurés à proximité d'une fonderie dans le nord-est de l'Angleterre. Même dans les sols fortement pollués à proximité des mines et des fonderies, l'antimoine est essentiellement immobile, principalement présent sous forme de Sb(V) et principalement associé aux hydroxydes de Fe(III).

L'antimoine est considéré comme un métal non essentiel au vivant. Il est peu mobile et peu biodisponible dans les sols, encore moins que l'As (Clemente 2013). Il traverse donc difficilement les barrières racinaires pour s'accumuler dans les plantes.

iii. Exposition humaine et toxicité

L'antimoine est considéré comme potentiellement cancérigène et est listé parmi les contaminants prioritaires aux USA et en Europe (Clemente 2013). Par manque d'études approfondies sur la toxicité de l'antimoine et de ses composés par voie orale à long terme, il est difficile de fixer une VTR robuste. L'ANSES (2011) propose de retenir celle de 6 µg/kg pc/j établie par l'OMS pour fixer la valeur guide dans l'eau de boisson (WHO 2003), également retenue en Wallonie pour l'évaluation des risques relatifs aux contaminants des sols (cf. Base de données des Polluant Non Normés).

L'exposition moyenne de la population française à l'antimoine s'élève, chez les adultes à 0,03-0,05 µg/kgPC/j, et chez les enfants, à 0,03-0,06 µg/kgPC/j (ANSES 2011). Chez les adultes, les boissons chaudes, autres que le café, constituent les principaux contributeurs à l'exposition à l'antimoine (13 %) ainsi que les sucres et dérivés (11 %) ; chez les enfants, ce sont les pâtisseries et gâteaux (11 %). On ne note aucun dépassement de la VTR de 6 µg/kg pc/j quel que soit l'âge. Le risque lié à l'exposition alimentaire pour l'antimoine ne constitue donc pas un problème de santé publique.

I.3.2 L'arsenic (As)

i. Usage

Si l'arsenic existe naturellement dans les sols, les activités humaines contribuent ou ont contribué de manière importante à l'augmentation des teneurs ambiantes. En cause, l'usage intentionnel de composés minéraux arséniés (de Pb, Zn, Ca, Cu,...) appliqués aux sols agricoles comme fongicide et insecticide, puis sous forme de pesticides organiques arséniés de synthèse utilisés à partir de la fin de la seconde guerre mondiale. Outre son utilisation à des fins agricoles, l'arsenic a été et est encore employé pour le traitement du bois (p.e. mélange Cuivre-Chrome-Arsenic). Jusque dans les années 1970, plus de 80% de la quantité d'As produite chaque année était destinée à son usage en agriculture (NRC 1977).

Bien que la production mondiale annuelle d'As ait remarquablement diminué depuis 2010 (Gasamov & Naumov 2016), notamment grâce aux limitations et interdictions progressives de ses utilisations évoquées plus haut, les pertes industrielles (non intentionnelles) de la production d'As et de la fabrication des produits dérivés existent encore. Elles s'ajoutent aux pertes liées aux industries extractives et métallurgiques des métaux de base (Fe, Pb, Zn,...) dans lesquels l'As est un sous-produit du grillage et de la fusion des minerais, difficilement valorisable mais abondant car immanquablement associé aux minéraux à partir desquels sont produits ces métaux.

La combustion domestique ou industrielle du charbon, pouvant typiquement contenir plusieurs dizaines voire plusieurs centaines de mg/kg, contamine l'air et, par retombée des cendres, les sols. L'arsenic peut également être apporté aux sols par les engrais phosphatés et l'épandage de boue des stations d'épuration (Smith et al. 1998). L'arsenic est également utilisé dans l'industrie électronique, (semi-conducteurs dans les téléphones portables et les cellules photovoltaïques), l'industrie du verre et la métallurgie (alliages), ainsi qu'en médecine (p.e. traitement pour la leucémie).

ii. Géochimie, teneurs et comportement dans les sols

L'arsenic est un métalloïde dont la structure électronique et le rayon covalent sont analogues ou proches de ceux du phosphore, ce qui explique leurs comportements semblables dans les sols (Aide et al. 2016).

L'arsenic est naturellement présent dans les sols et les eaux sous deux états d'oxydation différents (penta et trivalent) et sous différentes formes : - organominérales (notamment mono- et di-méthylées, en lien avec l'activité bactérienne) et inorganiques, - sous forme d'anion (arséniure) ou d'oxanion (arsénites et arsénates) – sous forme aqueuse ou de solide minéral. Les formes aqueuses ont une biodisponibilité/ bioaccessibilité maximale. Ce sont elles qui sont éventuellement responsables de la contamination des aquifères (Kabata Pendias 2001, Nordstrom & Archer 2003) et de la contamination des populations qui s'alimentent de ces eaux.

Dans les sols, une corrélation particulièrement forte entre l'arsenic et les oxyhydroxydes de fer est observée. Ces phases jouent un rôle pivot dans le comportement biogéochimique de l'As dans les sols (Morin et Calas, 2006), piégeant préférentiellement les arsénates (plutôt que des arsénites) dans les conditions normales ou en agissant plutôt comme source d'As dissout lorsque des conditions acides et réductrices prévalent (Jimenez et al. 2010). La présence (l'amendement) de phosphates dans les sols, qui entrent en compétition avec l'As pour les sites d'adsorption sur les oxyhydroxydes de fer, a pour effet de déplacer l'équilibre et favorise la libération de l'arsenic en phase aqueuse (Jimenez et al. 2012, Laperche et al. 2003).

La mobilité de l'arsenic dans les sols est variable, principalement influencée par les caractéristiques physico-chimiques du sol. Les teneurs en arsenic sont les plus élevées en Lorraine belge, dans des sols développés aux droits de roches correspondant à la "Formation d'Aubange". Les teneurs en arsenic dans ces sols peuvent fréquemment atteindre des concentrations de l'ordre d'une centaine de mg/kg. En zone rurale, les teneurs moyennes en arsenic mesurées dans les zones rurales sont de 12 mg/kg et varient entre 10 et 52 mg/kg ms dans les zones péri-industrielles (étude Pollusol2, Pereira et al. 2012).

iii. Exposition humaine et toxicité

L'absorption de l'arsenic et de ses composés se fait principalement via la voie orale. L'arsenic organique (p.e. arsénobétaine, arsénocholine) représente la plus grande part de l'arsenic à laquelle la population est exposée mais n'est pas toxique, à l'inverse de l'arsenic inorganique et de ses deux métabolites (acide monométhylarsonique - MMA et diméthylarsinique - DMA).

L'exposition à l'arsenic dans la population est surtout alimentaire. Le poisson, les fruits de mer, les céréales, le riz, les algues ou les sodas, contribuent de façon importante à l'exposition alimentaire, tantôt parce qu'ils sont riches en arsenic, tantôt parce qu'ils sont consommés en grande quantité (EFSA 2009). L'exposition moyenne de la population française à l'arsenic inorganique est estimée à 0,24-0,28 µg/kg pc/jour chez les adultes et 0,30 et 0,39 µg/kg pc/jour chez les enfants (ANSES 2011).

L'exposition chronique à l'arsenic par voie orale est notamment responsable d'effet sur la peau mais les différents systèmes du corps humain peuvent également être touchés. Chez les plus jeunes, l'exposition prolongée à l'arsenic est associée à des atteintes développementales, une augmentation de l'incidence de diabète ainsi que des maladies pulmonaires ou cardiovasculaires (HAS 2020). L'arsenic est également connu pour être cancérigène et entraîner le développement de cancers de la peau, de la vessie, des poumons, des reins et du foie. Ces effets sont observés le plus souvent auprès

de populations exposées à des eaux de consommation provenant d'aquifères contaminés. Ils ont rarement été mis en évidence dans des situations où les populations sont exposées via les sols contaminés.

Sur base des données relatives au cancer du poumon chez l'homme, l'EFSA (2009) a conclu qu'une fourchette de 0,3 à 8 µg/kg pc/j devait être utilisée comme unique point de référence dans la caractérisation du risque pour l'arsenic inorganique. Des VTR sans seuil d'effet sont également considérées pour la cancérogénicité de l'arsenic, avec par exemple des Excès de Risque Unitaire (« SLOPE FACTOR ») de $1,5^E-3$ (JEFCA 2011) à $2,8^E-3$ (Santé Canada 2004) (mg/kgPC/j)⁻¹.

La possibilité d'un risque de santé lié à l'exposition à l'arsenic inorganique par l'alimentation régulière ne peut donc pas être exclue pour certains groupes de consommateurs (ANSES 2011, EFSA 2009).

1.3.3 Le baryum (Ba)

i. Usage

Le baryum est principalement utilisé dans l'industrie en tant qu'additif, notamment pour fluidifier les boues de forage (Madejon 2013). Il est également utilisé dans la fabrication des tubes cathodiques, du papier photographique, du verre, des peintures/pigments, de lubrifiants résistant à haute température, des céramiques, des pesticides ainsi qu'en pyrotechnie et pour le traitement des eaux. On trouve du baryum dans les produits épilatoires, les colorants pour émaux et vernis (ANSES. 2011, 2015).

ii. Géochimie, teneurs et comportement dans les sols

Le baryum est naturellement présent sous forme de cation divalent dans l'environnement. On ne trouve le baryum qu'à l'état de traces dans les roches ignées et sédimentaires. Le principal minerai de baryum est la barytine (BaSO₄), à la fois associé aux minéraux typiques du calcium mais aussi avec ceux de zinc et de plomb. En tant qu'élément alcalino-terreux, le baryum partage un comportement semblable au calcium et au magnésium dans les sols. Il est fortement influencé par les processus affectant les équilibres chimiques des carbonates dans les sols. Il forme également des sulfates stables fréquemment rencontrés.

Relativement soluble, l'eau de distribution peut parfois contenir de fortes teneurs de baryum suivant le contexte géochimique local. Dans les eaux souterraines, les concentrations les plus élevées sont retrouvées principalement en pH acide (ANSES 2015). Dans des conditions régulières de pH, la solubilité du Ba est limitée à environ 2 mg/L.

Ses concentrations dans les sols et les roches sont généralement de l'ordre de 20-3000 mg/kg. Bien qu'il soit présent en quantités mesurables dans les plantes (principalement dans les céréales et légumineuses), il n'en constitue pas un élément essentiel et ne s'y accumule pas particulièrement.

Les contaminations anthropiques des sols résultent principalement des rejets liés à la métallurgie industrielle qu'elle soit spécifique ou non spécifique au baryum (p.e. métallurgie du Zn et du Pb).

iii. Exposition humaine et toxicité

En population générale, l'exposition au baryum est principalement alimentaire, variant de 6,4 à 10,2 µg/kg PC/j (ANSES 2011). Chez les adultes comme chez les enfants, les contributeurs majoritaires à l'exposition au baryum sont le pain et les produits de panification sèche (20 % et 12 %, respectivement), les légumes hors pommes de terre chez les adultes (8 %) et les pâtes chez les enfants (7 %). D'après l'étude EAT2 (ANSES 2011), le risque lié à l'exposition au baryum ne constitue pas un problème de santé publique majeur. Les plus fortes teneurs en baryum ont été mesurées dans les céréales et le chocolat (ANSES 2011). La consommation d'eau contaminée peut représenter un apport supplémentaire en baryum potentiellement problématique pour la santé.

Le baryum n'a pas de fonction biologique connue (Kabata Pendias 2001). Une fois absorbé, le baryum est rapidement distribué par le sang dans l'organisme et se fixe en très grande majorité dans les os et dans les dents (95%), sans qu'il y ait d'accumulation avec l'âge. Aucune étude humaine n'a été réalisée pour connaître les effets cancérigènes, mutagènes et reprotoxiques du baryum (HOST et al. 2005). Une étude clinique réalisée sur les humains (Wones et al. 1990) exposé à 0,11 mg/kgPC/j Ba soluble n'a pas montré d'effets sur les fonctions cardiaques et hépatiques. Des études éco-épidémiologiques réalisées ont montré un taux de mortalité plus élevé pour des maladies cardiovasculaires auprès d'une population consommant une eau riche en Ba (2-10 mg/L), soit pour des doses d'expositions correspondantes entre 0,06 et 0,3 mg/kgPC/j (Brenniman et al. 1984).

L'ANSES (2015) propose une synthèse de différentes valeurs toxicologiques de référence et sélectionne la valeur de 0,2 mg/kgPC/j, identique à celle retenue actuellement en Wallonie.

1.3.4 Le cadmium (Cd)

i. Usage

Le cadmium est principalement utilisé dans l'industrie métallurgique pour la fabrication d'alliages ou de revêtements (ANSES 2011) ou encore comme pigments, colorants et stabilisants. Le Cd est un sous-produit inévitable du raffinage du Zn et parfois du Pb, de telle sorte que la voie principale de contamination des sols au Cd est liée aux retombées de poussières et de matériaux résiduels (laitiers, scories) produites par la métallurgie thermique. Jusque dans le début des années 2010, plus de 80 % de la production de Cd est utilisée pour la fabrication de batteries rechargeables. D'autres utilisations, comme les stabilisateurs de PVC, la fabrication des pigments et le traitement de surface des métaux, ont fortement diminué ces dernières années, en raison de réglementations environnementales plus strictes (Smolders & Mertens 2013).

ii. Géochimie, teneurs et comportement dans les sols

Le cadmium (Cd) est naturellement présent sous forme de cation divalent Cd^{2+} . De rayon ionique proche, le Cd se substitue au Fe^{2+} , Pb^{2+} , et au Co^{2+} dans les minéraux ferromagnésiens primaires. Ils se concentrent ensuite dans les minéralisations épi-mésothermales dans lesquels, en dehors de quelques minéraux spécifiques comme la greenockite (CdS) et l'otavite ($CdCO_3$), il est le plus souvent présent en substitution isomorphique avec le Zn dans la sphalérite (ZnS) ou la smithsonite ($ZnCO_3$) (Zhu et al. 2013).

L'occurrence du Cd dans les sols à une origine à la fois anthropique et naturelle. Les teneurs naturelles dépendent de la roche mère et sont liées à l'abondance de minéraux argileux, de carbonates, de

matières organiques et d'oxyhydroxydes. Elles dépendent également des conditions physicochimiques (Appel et al. 2002, Buerge-Weirich et al. 2002, He et al. 2005), en particulier du pH. Les activités minières ou métallurgiques, l'épandage d'engrais minéraux (en particulier phosphatés) et de matières fertilisantes organiques contribuent également à augmenter les teneurs en Cd dans les sols de façon importante.

Le cadmium a tendance à s'accumuler dans les horizons de surface mais reste relativement mobile. Le pH est le principal facteur influençant la mobilité du Cd dans les sols. Un pH faible augmentera également l'absorption du cadmium par les végétaux.

Les teneurs médianes en Cd dans les sols naturels sont généralement de 0,1-0,3 mg/kg (Smolders & Mertens 2013). Cependant, des concentrations naturelles en Cd supérieures à 1 mg/kg peuvent se rencontrer, par exemple, dans les sols développés sur des schistes ou dans les sols organiques. En Wallonie, les teneurs moyennes en cadmium dans les sols de surface sont de 0,47 mg/kg en zones rurales et de 0,8 à 9,1 mg/kg en zones péri-industrielles. A Liège, les anciennes activités liées à la métallurgie du zinc sont responsables de contaminations importantes et répandues expliquant les teneurs élevées dans les sols de la ville (Pereira et al. 2012).

iii. Exposition humaine et toxicité

La population est principalement exposée au cadmium par ingestion. L'apport alimentaire constitue plus de 90% de l'exposition au Cd en population générale (Smolders & Mertens 2013). Il provient principalement de la consommation de denrées courantes telles que les pommes de terre, les céréales et les légumes. Ceci s'explique par la combinaison de deux facteurs distincts : (1) ces catégories alimentaires sont consommées en quantités importantes et (2) elles bioaccumulent fortement le Cd. Par conséquent, la consommation de fruits et légumes cultivés sur des sols contaminés en Cd est donc particulièrement problématique (AFSCA 2009, EFSA 2009). Le tabagisme actif et passif contribue également à augmenter fortement l'exposition au cadmium.

Le Cd est classé « cancérogène pour l'Homme » (groupe 1) par le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC 2012). Il est également classé cancérogène de catégorie 1B, mutagène sur les cellules germinales de catégorie 2 et toxique pour la reproduction de catégorie 2 selon le règlement européen CLP (ANSES 2019).

Une exposition élevée au Cd est souvent corrélée avec divers problèmes de santé tels que l'insuffisance rénale, les troubles osseux, les troubles neurologiques, l'anosmie (perte de l'odorat), les problèmes du système reproducteur mâle, et des cancers (Elghany et al. 1990 ; Kazantzis 1979). Les individus exposés professionnellement (mineurs, fondeurs, soudeurs, travailleurs du secteur de la récupération des batteries) ont un risque plus élevé de contracter des cancers de la prostate (p.e. Elghany et al. 1990). Pour la plupart des effets, la toxicité du Cd semble être corrélée à son accumulation dans l'organisme plutôt qu'à une exposition ponctuelle. Le Cd a une demi-vie biologique de l'ordre de 20-40 ans (OMS 2006, Akerstrom et al. 2014, Zhu et al. 2020, Bimonte et al. 2021). Cette longue demi-vie implique aussi que les effets du Cd se manifestent principalement chez les personnes âgées (>50 ans). Une fenêtre de susceptibilité au Cd durant l'enfance est également suspectée. Dans ce cas, de fortes expositions dans les premiers mois ou les premières années de la vie pourraient induire une plus forte accumulation de Cd dans l'organisme que des expositions similaires à l'âge adulte. De plus, les adultes exposés au Cd dans l'enfance semblent être plus sensibles aux effets du Cd sur les reins que les autres (ATSDR 2012).

1.3.5 Le cobalt (Co)

i. Usage

Le cobalt et ses composés minéraux ont de nombreuses applications dans l'industrie chimique et pétrolière comme catalyseur, pour la fabrication d'alliages, comme pigment pour le verre et les céramiques, comme agent séchant des peintures, etc. (ANSES 2011).

ii. Géochimie, teneurs et comportement dans les sols

Le cobalt est naturellement présent dans les minéraux des roches et du sol, principalement sous forme de Co(II), le plus souvent substitué au Fe(II) et au Mg(II). L'altération hydrothermale, mais aussi les processus diagénétiques et pédologiques n'engendrent pas de minéraux secondaires particulièrement abondant concentrant spécifiquement le cobalt. On le retrouve quasi exclusivement substitué au manganèse et au fer, qui contrôlent en grande partie les équilibres chimiques et sa spéciation dans les sols. Il y est principalement séquestré sous forme de minéraux primaires résistants (p.e. ilménite), puis sous forme d'oxyhydroxydes ou intégré dans le réseau cristallin des minéraux argileux. Les concentrations en Co dans les sols dépendent largement de la nature des roches mères. Elles sont faibles pour les sols calcaires (de l'ordre de quelques mg/kg) et plus élevées pour les sols argileux (de l'ordre de 20 mg/kg, en moyenne). Il n'existe pas de métallurgie historique du cobalt en Wallonie. Le cobalt est un élément essentiel aux végétaux intervenant dans la régulation de l'absorption de l'azote (Kabata-Pendias 2001, Uren 2012).

iii. Exposition humaine et toxicité

Les effets toxiques du cobalt ont été principalement mis en évidence chez l'animal en administrant des formes solubles de Co(II). Parmi différents effets rapportés chez l'animal (effets sur la thyroïde, les testicules, sur la croissance et la survie de la descendance), les modifications cardiaques (augmentation du poids du cœur, épanchement péricardique et modifications dégénératives du myocarde) rappellent les effets parfois observés auprès d'individus exposés accidentellement à de la bière contaminée au Co pendant plusieurs années (dose estimée de 0,04-0,14 mg/kgPC/j). Les composés du cobalt (II) ont été classés par l'IARC comme « peut-être cancérogènes pour l'homme » (groupe 2B) et sont capables d'induire des altérations génotoxiques. L'ANSES (2011) retient une dose journalière tolérable comprise entre 1,6 et 8 µg/kgPC/j.

L'exposition moyenne de la population française au cobalt est estimée à 0,18 µg/kg pc/jour chez les adultes et 0,31 µg/kgPC/j chez les enfants. Chez les adultes, le contributeur majoritaire à l'apport de cobalt est le café (11 %) et chez les enfants, le chocolat (12 %). Le risque lié à l'exposition alimentaire au cobalt ne semble pas constituer un problème majeur de santé publique (ANSES 2011).

1.3.6 L'étain (Sn)

i. Usage

L'étain est utilisé dans le fer blanc (cannettes et conserves métalliques par exemple), les alliages (dont le bronze), la monnaie métallique, la vaisselle de décoration, en soudure ou comme substance entrant

dans la composition de certains biocides et algicide (tributyl-étain et autres organoétains). Les organoétains entrent également dans la fabrication des PVC. Le chlorure stanneux (SnCl_2) est un additif alimentaire (E512) aux propriétés antioxygène et fixateur de la couleur autorisé dans les asperges blanches en conserve (ANSES 2011).

ii. Géochimie, teneurs et comportement dans les sols

L'étain se présente à la fois sous forme divalente et tétravalente dans les minéraux des roches et des sols. C'est un élément sidérophile (affinité forte avec le fer et tendance à former des oxydes très stables) présent principalement sous forme de cassitérite (SnO_2) primaire particulièrement résistante à l'altération. Ce minéral constitue aussi le minerai d'étain le plus exploité. L'abondance du Sn dans les roches montre des concentrations plus élevées dans les sédiments détritiques argileux (6 à 10 mg/kg) et des quantités plus faibles dans les roches ultramafiques et calcaires (0,35 à 0,5 mg/kg). Les concentrations de Sn mesurables dans les sols naturels ont tendance à se situer dans une fourchette relativement étroite de 1-11 mg/kg en moyenne (Kabata-Pendias 2001). Des contaminations anthropiques allant jusqu'à 800 mg/kg ont été mesurées dans des sols proches des mines et des fonderies de Sn (Alloway 2013). Des concentrations variant de 5,7 mg/kg ms à 8,0 mg/kg ms ont été mesurées en zone urbaine (Norra et al. 2006). Les sols urbains du bassin industriel wallon ne présentent pas de contaminations importantes et répandues en étain.

iii. Exposition humaine et toxicité

En ce qui concerne les risques pour la santé humaine, les formes inorganiques de Sn sont considérées comme relativement non toxiques en raison de leur faible solubilité et de leur absorption par voie orale, mais les sels de Sn bivalents sont plus toxiques que les tétravalents. En 2005, l'ATSDR a fixé un niveau de risque minimum intermédiaire (exposition de moins d'un an) de 0,3 mg/kgPC/j sur la base d'effets hématologiques chez le rat après administration dans l'alimentation sous forme SnCl_2 pendant 13 semaines (ATSDR 2005).

Les organoétains sont lipophiles et plus toxiques que l'étain inorganique. Ils présentent des effets sur la reproduction, le développement et le système immunitaire.

La plupart des boîtes de conserve étant plaquées en étain, les aliments en conserve, en particulier les fruits et les légumes sont considérés comme la principale source de Sn dans l'alimentation humaine.

L'exposition moyenne de la population française (étude EAT2) à l'étain est estimée à 3,9 $\mu\text{g}/\text{kgPC}/\text{j}$ chez les adultes 7,3 $\mu\text{g}/\text{kgPC}/\text{j}$ chez les enfants. Les contributeurs majoritaires à l'exposition à l'étain chez les adultes et les enfants sont les compotes et fruits cuits (33 % et 54 %, respectivement), ainsi que les fruits (20 % et 17 %, respectivement). La contribution de pesticides organostanniques à l'exposition humaine via ces catégories est mise en avant par l'ANSES (2011).

1.3.7 Le plomb (Pb)

i. Usage

Le plomb est utilisé depuis des siècles à travers le monde pour de nombreux usages : métallurgie (alliages, ferrallages, munitions, soudure), additifs antidétonant des carburants, canalisations d'eau de consommation, batteries automobiles, enrobage de câbles, composants électroniques, peinture,

encres, objets divers (verreries, céramiques, etc.). Si l'interdiction de l'essence au plomb depuis le début des années 2000 a fortement contribué à l'amélioration de la qualité de l'air et à la réduction de l'exposition au plomb en population générale, la présence de raccordements publics et/ou de canalisations privatives en plomb ou contenant du plomb (soudure), ainsi que la présence de peintures cérusées dans les logements anciens sont devenues prépondérante dans l'exposition au plomb.

ii. Géochimie, comportement et teneurs dans les sols

Le Pb(II) est la forme la plus courante du Pb dans les minéraux des roches et du sol. Il est présent en tant que constituant majeur de nombreux minéraux primaires ou secondaires tels que des sulfures, des oxydes, des carbonates, des phosphates, tous plus ou moins hydratés et de solubilités variables mais généralement très faibles (Laperche et al. 2003). Le plomb est considéré comme très peu mobile dans les sols. Les teneurs en Pb dans les sols naturels sont en moyenne de 30 mg/kg (Kabata-Pendias 2001). Ces teneurs varient en fonction des processus pédogénétiques et la nature de la roche sur laquelle le sol se développe. Les teneurs en Pb sont assez bien corrélées avec les teneurs en matière organique (Pollusol2, 2012). Les niveaux de Pb peuvent atteindre des valeurs de l'ordre de 2000 mg/kg, voire plus, dans les régions métallotectes. Dans ces régions, des anomalies géochimiques dues à la présence locale de filons/gisements et de résidus de leur exploitation historique (haldes) confèrent aux sols s'y développant des teneurs en Pb particulièrement élevées. Les sols impactés par les contaminations anthropiques peuvent présenter des concentrations variables selon la nature de la pollution. Elles sont relativement faibles quand il s'agit d'épandage de boues de station d'épuration et élevées (de l'ordre de la centaine de mg/kg) voir très élevées (plus de 1000 mg/kg) lorsqu'il s'agit de retombées atmosphériques de poussières ou la dispersion d'autres résidus (scories, etc.) dues à la métallurgie, ou à des pollutions locales associées aux usines de production de produits manufacturés (batteries, etc.).

En Wallonie, les teneurs en plomb dans les sols de surface atteignent des valeurs moyennes de 46 mg/kg en zones rurales et entre 125 et 426 mg/kg dans les zones de pollution atmosphérique de proximité (zones péri-industrielles, Pollusol2). A Liège et dans le sillon industriel, les anciennes activités sidérurgiques et métallurgiques ont eu pour conséquence d'augmenter les concentrations en plomb dans les sols, mais aussi en cadmium et en zinc (SPAQUE 2015b).

iii. Exposition humaine, toxicité

L'alimentation est la source principale d'exposition au plomb en population générale. D'après l'étude EAT2 (ANSES 2011), les aliments contribuant le plus à l'exposition au plomb chez les adultes sont les boissons alcoolisées (14 %), le pain et les produits de panification sèche (13 %), l'eau (11 %) et chez les enfants, l'eau (11 %), le lait (11 %) et les boissons rafraichissantes sans alcool (10 %). La consommation de gibier et de mollusques et crustacés constituent également une source d'exposition ponctuellement importante pour les forts consommateurs. L'ingestion de plomb peut également avoir lieu lorsque des matériaux utilisés pour la conservation des denrées alimentaires ou leur préparation contiennent du plomb (plats à tajine et autres céramiques artisanales émaillées avec des sels de plomb, étains décoratifs, vaisselle en cristal) (Oleko et al. 2020). La consommation d'eau du robinet est une source d'exposition connue au plomb, celle-ci pouvant être contaminée dans les réseaux d'adduction du fait de l'utilisation de plomb dans les branchements au réseau public ou dans les canalisations intérieures surtout quand l'eau présente un pH acide ou est faiblement minéralisée.

Vu la variabilité des teneurs en Pb dans les sols et les niveaux élevés éventuellement atteints en zone contaminée, la présence de plomb dans le sol peut contribuer à une plus grande exposition, en particulier lors de la consommation de végétaux produits localement. Dans ces situations, l'ingestion de particules de sol et de poussières contaminées reste toutefois prépondérante. Cette dernière voie est particulièrement importante pour les jeunes enfants du fait de leurs contacts « sol-main-bouche » répétés.

La consommation de tabac ou l'exposition à la fumée de tabac sont des sources d'exposition au plomb à la fois par inhalation et par ingestion.

Les effets liés à une exposition chronique au plomb sont bien documentés, et ce pour une grande diversité de tissus, d'organes, de systèmes et de fonctions biologiques. Il s'agit d'effets neuro-développementaux, neurodégénératifs, cardiovasculaires, rénaux, hématologiques, immunitaires et reprotoxiques. Les effets d'une exposition prolongée (ou chronique) au plomb sur la santé des jeunes populations sont nombreux et soulèvent une problématique majeure de santé publique compte tenu de son impact sur le développement et les capacités neurocognitives (EFSA, 2010,2012).

Pour les effets neuro-développementaux chez les enfants : la **BMD_{1L95} de 12 µg/L** correspondant à la perte de 1 point de QI (BMR) est établie par l'EFSA (2010) à partir des données présentées dans Lanphear et al. (2005) portant sur 1333 enfants de 7 populations différentes. L'imprégnation de la population infantile générale vis-à-vis du plomb reste encore excessive en regard de ce seuil puisqu'en 2014-2016, l'étude ESTEBAN montraient qu'environ 34% des enfants de 6-17 ans présentaient des plombémies supérieures à 12 µg/L (et 18% > 15 µg/L – effets rénaux). Malgré les efforts consentis, la surexposition au plomb reste donc encore un enjeu majeur de santé publique.

I.4 Synthèse des données d'imprégnations biologiques en population générale et exposée

I.4.1 Population générale

Les données biologiques d'exposition les plus pertinentes acquises sur les enfants de catégories d'âge identiques ou proches de celles visées dans BIOSOL proviennent du **Biomonitoring Humain Wallon** (BMH WAL Phase II : 2019-2020, enfants de 6-11 ans - Jacques et al. 2023, Hoet 2022) pour Pb, Cd, As total et de la **campagne ESTEBAN** (2014-2016, enfants et adolescents de 6-17 ans - Fillol et al. 2022, Oleko et al. 2020, 2021) pour As spécié, Cd, Ba, Sn, Sb et Co. A titre de comparaison, les données du dernier cycle de NHANES (2017-2018) sont également présentées pour la catégorie des 6-11 ans. Ces données sont présentées dans la table 1.

Table 1 : Statistiques descriptives des distributions des biomarqueurs urinaires ($\mu\text{g/L}$) de l'As, Pb, Cd, Ba, Sn, Sb et Co dans les études BMH-WAL, ESTEBAN et NHANES

	Classe d'âge	MG	(95% IC)	P25	P50	P75	P95
ANTIMOINE							
ESTEBAN	(6-17)	0,07	(0,06-0,07)	0,04	0,06	0,10	0,19
NHANES	(6-10)	0,061	(0,054-0,070)		0,065	0,103	0,247
ARSENIC TOTAL							
BMH-WAL	(3-11)-tous	11	(9,97-12,1)	4,57	8,71	23,4	114
	(3-11)-poisson	6,0					26,5
ESTEBAN	(6-17)	18,03	(16,5-19,8)	9,2	15,21	31,56	115,4
NHANES	(6-10)	5,19	(4,50-5,99)		5,09	9,1	21,5
ARSENIC SPECIE							
BMH-WAL	12-19	3,7	(3,4-4,0)	2,1	3,5	5,8	13,2
ESTEBAN	(6-17)	5,52	(5,16-5,92)	3,81	5,51	7,61	15,54
NHANES	(6-10)	4,22	(3,82-4,67)		3,98	6,6	11,4
BARYUM							
ESTEBAN	(6-17)	3,93	(3,64-4,24)	2,35	3,77	6,41	14,17
NHANES	(6-10)	1,3	(1,09-1,54)		1,35	2,47	6,29
CADMIUM							
BMH-WAL	6-11	0,14	(0,13-0,15)	0,1	0,14	0,2	0,3
ESTEBAN	(6-17)	0,28	(0,26-0,30)	0,18	0,28	0,41	0,84
NHANES	(6-10)	<LOD			<LOD	0,058	0,148
COBALT							
ESTEBAN	(6-17)	0,905	(0,838-0,977)	0,526	0,843	1,491	3,509
NHANES	(6-10)	0,519	(0,459-0,586)		0,559	0,877	1,88
ETAIN							
ESTEBAN	(6-17)	0,67	(0,61-0,72)	0,35	0,61	1,17	3,95
NHANES	(6-10)	0,765	(,604-,968)		0,72	1,88	5,23
PLOMB							
BMH-WAL	(6-11)	0,7	(0,65-0,75)	0,48	0,73	1,02	1,79
ESTEBAN	(6-17)	0,227	(0,193-0,266)		0,26	0,4	0,87

Pour l'**Arsenic total**, les données acquises dans le BMH WAL ou dans ESTEBAN indiquent que les sujets ayant récemment consommé des produits de la mer ont une concentration urinaire supérieure à ceux n'en n'ayant pas consommé (moyenne géométrique (MG) plus de 3.5 fois plus élevée et P95 plus de 5,5 fois plus élevé, Hoet 2022). Pour les sujets déclarant ne pas avoir récemment consommé de produits de la mer, aucune différence n'est notée en fonction du sexe ou du sous-groupe d'âge que ce soit dans la phase 1 (12-39 ans) ou la phase 2 (3-11 ans) du BMH-WAL. Les imprégnations élevées relatives à l'**arsenic spécié** (Asi+MMA+DMA) mesurées dans ESTEBAN sont également associées à la consommation de produits de la mer, et pour les enfants, à la consommation d'eau en bouteille.

Pour le **cadmium**, en Wallonie, la concentration médiane en Cd est supérieure chez les 6-11 ans (0,14 $\mu\text{g/L}$) par rapport aux 3-5 ans (0,12 $\mu\text{g/L}$) et elle est similaire chez les garçons et les filles. Seuls 0,52% de la population atteint la valeur HBM I de 0,5 $\mu\text{g/L}$, établie pour les enfants et les adolescents par la

German HBM Commission (aucun dépassement de HBM II = 2 µg/L). En France, les cadmiuries sont globalement plus élevées qu'en Wallonie ou qu'aux USA et sont, chez les enfants, associées à des différences de genre et au fait de consommer des céréales du petit déjeuner.

Pour le **plomb**, les enfants de 6 à 11 ans (P50=0,73 µg/L) présentent des concentrations urinaires plus élevées que les enfants de 3 à 5 ans (P50=0,59 µg/L). De façon générale, les plomburies mesurées dans la population générale wallonne sont supérieures à celles rapportées dans l'enquête américaine de 2017-2018. L'étude ESTEBAN apporte une analyse des déterminants et des facteurs associés aux **plombémies** élevées dans la population française (6-17 ans). Les plombémies élevées sont plus fréquemment mesurées chez les garçons, influencées par le statut tabagique, le fait d'avoir un parent exposé professionnellement au plomb, l'année de construction du logement et l'usage de cosmétiques traditionnels.

La population des 6-17 ans (ESTEBAN 2014-2016) présente des niveaux d'exposition en **antimoine urinaire** de l'ordre de 0,07 µg/L en moyenne (0,19 µg/L au 95^{ème} percentile, voir SPF 2021), similaire aux niveaux d'exposition mesurés lors des cycles consécutifs des programmes de biomonitoring humain mis en place au Canada (CHMS) et aux USA (NHANES) pour les 6-11 ans. Les concentrations en **étain urinaire** sont également du même ordre chez les 6-17 ans de l'étude ESTEBAN et chez les 6-10 ans de l'étude NHANES. De plus grande différence s'observent pour le **baryum** et le **cobalt**.

1.4.2 Population exposée

Très peu, voir aucune étude connue des auteurs ne portent sur des biomonitorings humains organisés en cas de contamination locale des sols en Ba, Co, Sb et Sn. A l'inverse, la littérature sur le sujet est plus prolifique pour l'As, le Cd et le Pb (plombémies, principalement).

1.4.2.1 Arsenic

Un nombre assez important de travaux relatifs aux expositions biologiques et aux risques sanitaires de populations locales exposées à des contaminations des sols en arsenic ont déjà été publiés, qu'elles soient naturelles ou anthropiques, causées par l'industrie minière ou métallurgique, la production d'énergie ou la fabrication de pesticides.

Selon les cas d'étude, les imprégnations en As (Asi+MMA+DMA) mesurées dans la population sont soit (1) en lien plutôt étroit avec les sols contaminés (Durand et al. 2011, Hwang et al. 1997, Pollisar et al. 1990, Hinwood et al. 2004, Ranft et al. 2003, Kavanagh et al. 1998), ou (2) ne sont pas liées exclusivement à la contamination des sols (Do et al. 2011, Fillol et al. 2010, 2012, Gebel et al. 1998, Tsuji et al. 2005). Dans ces dernières, l'influence de facteurs explicatifs tels que la consommation de poissons, de riz, d'alcool ou d'eau en bouteille et le tabagisme peuvent être prépondérants. Les études montrent aussi que les mesures de contrôle des émissions ont un effet mesurable sur l'imprégnation de la population en As (Hwang et al. 2005, Binder et al. 1987). Les imprégnations observées sont en outre fortement expliquées et corrélées à l'âge, les enfants étant la population la plus exposée (Fillol et al. 2010, 2012, Gebel et al. 1998, Pollisar et al. 1990, Hinwood et al. 2004, Do et al. 2011). Les imprégnations sont également corrélées au genre, les individus masculins, tant adultes que enfants, étant plus exposés (études Durand et al. 2008, Do et al. 2015, Pollisar et al. 1990).

Dans l'ensemble, ces études montrent que la contamination des sols en As est souvent responsable d'imprégnations biologiques plus grandes en population exposée qu'en population non-exposée ou générale (Durand et al. 2008, Hwang et al. 1997, Binder et al. 1987, Pollisar et al. 1990, Hinwood et al. 2004, Ranft et al. 2003 et Kavanagh et al. 1998), mais pas toujours (Fillol et al. 2010, 2012, Gebel et al. 1998, Tsuji et al. 2005 et Do et al. 2011).

Dans les premières études, les teneurs en As dans les sols sont élevées pour les populations exposées : jusqu'à 800 mg/kg (Durand et al. 2008), 377 mg/kg (Hwang et al. 1997), 353 mg/kg (Pollisar et al. 1990, valeur moyenne), 9000 mg/kg (Hinwood et al. 2004), 134 mg/kg (Ranft et al. 2003), et 1685 mg/kg (Kavanagh et al. 1998) en comparaison aux teneurs dans les sols des zones témoins, valant tout au plus 60 mg/kg (Durand et al. 2008), 146 mg/kg (Hwang et al. 1997), 30 mg/kg (Pollisar et al. 1990, valeur moyenne), 80 mg/kg (Hinwood et al. 2004), 55 mg/kg (Ranft et al. 2003) et 198 mg/kg (Kavanagh et al. 1998). Les teneurs dans les sols de ces zones non-exposées sont similaires à celles rencontrées par ailleurs dans Fillol et al. (2010, 2012), Gebel et al. (1998), Tsuji et al. 2005 et Do et al. (2011), qui n'établissaient pas de lien avec les imprégnations, ces dernières étant soit inférieures aux valeurs populationnelles générales, soit pas significativement différentes de celles mesurées dans les populations exposées.

Par ailleurs à Liège, dans le cadre de l'étude SANISOL, le BMH réalisé auprès de jardiniers exploitant des sols contaminés (médiane de 40 mg/kg en As) a montré que ces derniers présentaient en moyenne une imprégnation deux fois plus grande ($MG = 7,74 \mu\text{g}/\text{g}_{\text{créa}}$; dont 28% > $10 \mu\text{g}/\text{g}_{\text{créa}}$) que la population témoin résidant sur les mêmes sols ($MG = 3,53 \mu\text{g}/\text{g}_{\text{créa}}$) (Jacques et al., 2020; Maggi et al., 2019).

La méta-analyse des études de cas relatives aux populations exposées à des contaminations locales des sols en arsenic (Fillol et al. 2010) indique **qu'à partir de teneurs en As de l'ordre de 100 mg/kg, le sol semble contribuer de manière significative à l'exposition et explique une plus grande fréquence des arsenicuries (Asi+MMA+DMA) supérieures à $10 \mu\text{g}/\text{l}$ ou $10 \mu\text{g}/\text{g}_{\text{créa}}$ dans les populations exposées.** Deux autres études aboutissent à des conclusions similaires (Binder et al., 1987; Hinwood et al., 2004).

1.4.2.2 Cadmium

L'étude CADMIBEL (1985-1989) est l'une des premières études belges investiguant l'exposition et les effets sanitaires de l'exposition au plomb et au cadmium, en Flandre et en Wallonie (Lauwerys et al. 1990, Staessen et al. 1996, 1988). Les études prospectives qui ont suivi : PheeCad (1991-1994) puis BONK (2008) ont d'ailleurs pu documenter une réduction quantitative de l'imprégnation des populations exposées et lier ces réductions aux mesures de régulation des émissions industrielles, aux assainissements réalisés et aux recommandations délivrées à la population (Buchet et al. 1996 ; Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid 2008). Dans l'étude BONK, les cadmiuries mesurées chez 1216 individus adultes sont associées aux facteurs de risque suivant : être fumeur, être âgé et être de sexe féminin, sans qu'il n'y ait de différence significative entre la zone exposée et non exposée. Les cadmiuries mesurées dans la zone exposée n'étaient pas particulièrement supérieures à celles mesurées dans les zones de référence.

Pour la Wallonie, à ce jour, les biomonitorings ciblés impliquant la mesure des expositions au Cd ont uniquement porté sur Ath (Fierens et al. 2016) et d'autres agglomérations en Province du Hainaut

(Dewolf et al. 2009). Elles n'ont pas révélé de différence significative selon les localités ou les teneurs dans les sols. Plus récemment, dans la cadre du projet SANISOL, un biomonitoring a été réalisé par la Cellule Environnement Santé (ISSeP). La population cible était composée de jardiniers et de résidents du quartier de Bressoux exposés à un sol contaminé en Cd (Jacques et al., 2020, Petit et al. 2022). Les résultats de ce BMH ont pu mettre en évidence une différence significative entre les cadmiuries des jardiniers de Bressoux (MG = 1 $\mu\text{g}/\text{g}_{\text{créa}}$, de l'ordre du 95ème percentile mesurée en population générale) et des résidents du quartier ne fréquentant pas les jardins (MG = 0,32 $\mu\text{g}/\text{g}_{\text{créa}}$, valeur comparable à celle observée en population générale).

En France, l'étude CASSIOPÉE (Durand et al. 2011) est très instructive sur les impacts sanitaires et les déterminants associés aux cadmiuries, tant les niveaux de contamination des sols en Cd sont élevés dans la zone industrielle du bassin de Decazeville. Les teneurs en Cd dans les sols étaient supérieures à 27 mg/kg (jusqu'à 4200 mg/kg en zone exposée (Viviez)); et dans tous les cas inférieurs à 3 mg/kg en zone non exposée (Montbazens). Un biomonitoring réalisé en 2008 a montré que les adultes habitant Viviez étaient surimprégnés en comparaison à ceux de Montbazens et à la population générale française puisque 23% de la population adulte (non exposée professionnellement) présentaient une cadmiurie supérieure à 1 $\mu\text{g}/\text{g}_{\text{créa}}$ (contre 5% dans la commune non exposée) et que 13% des personnes dépistées présentaient une atteinte rénale. L'étude confirme qu'il existe une différence significative entre les imprégnations moyennes mesurées en zone exposée et non exposée, après ajustement sur l'âge, le sexe, l'activité professionnelle, le niveau d'étude et la consommation de tabac, notamment. Elle indique une surimprégnation relativement plus grande des femmes et une cadmiurie qui augmente avec l'âge, avec la quantité de tabac consommée au cours de la vie, avec le nombre d'année de résidence à Viviez et avec un taux de consommation élevé de légumes et de fruits autoproduits à Viviez.

Le biomonitoring organisé dans un rayon de 200 m autour de l'usine de traitement des métaux TLM (ORS PACA 2001) est également un cas intéressant. Les teneurs en Cd dans les sols variaient de 8.2 mg/kg à 83 mg/kg. L'analyse des végétaux cultivés dans les jardins « SNCF » montrait aussi que plus de 70% des légumes feuilles et des légumes racines dépassaient les valeurs admises retenues. Une campagne de dosage des cadmiuries (auprès de 307 adultes et de 200 enfants) a été réalisée en 2000. Les résultats indiquaient une cadmiurie moyenne supérieure chez les enfants habitant ou fréquentant la zone contaminée en comparaison à la zone témoin (après ajustement à différents facteurs confondants tels que l'âge, le sexe, le tabagisme,...). Les résultats mettaient aussi en avant le niveau socioéconomique du père comme facteur explicatif contribuant à une imprégnation plus élevée des enfants. Pour les adultes, les facteurs explicatifs des cadmiuries portaient sur la proximité de l'habitat avec l'usine, un temps de résidence de plus de 15 ans dans la zone exposée, le fait d'être propriétaire d'un jardin potager et de consommer les légumes qui y sont produits.

1.4.2.3 Plomb

La plupart des études recensées sont relativement anciennes et portent principalement sur la surveillance des plombémies infantiles en France, aux abords de sites industriels en activité (métallurgie, recyclage de batteries et traitement des métaux non ferreux, principalement). Ces industries donnent lieu à une contamination en Pb des sols de plusieurs centaines à plusieurs milliers de mg/kg. Entre 1995 et 2008, 13 campagnes de dosage de la plombémie autour de sites industriels

ont été réalisées en France. Près de 6000 enfants ont été dosés (plus de la moitié autour de MétalEurop Nord) et près de 350 d'entre eux présentaient des plombémies $>100 \mu\text{g/L}$ (seuil définissant le saturnisme infantile retenu avant 2014). Les travaux réalisés indiquent pour la plupart des plombémies infantiles supérieures en zones contaminées qu'en zones témoins. C'est le cas de l'étude sur l'usine MetalEurop Nord (Nord-Pas-de-Calais) (Declercq et al. 2005), de l'usine MétalBlanc (Ardennes) (Fabres et al. 1999), l'usine TPC (Côte d'Or) (Ledrans et al. 1999), l'usine MetalEurop (site d'Arnas-Rhône) (Fabres et al. 1999), la Poudrette (Seine St-Denis) (Legout and Mandereau-Bruno, 2009) et l'usine CEAC (Vierzon) (Bretin et al. 2008).

Depuis 2014, les nouveaux seuils d'intervention et de vigilance dérivés de la distribution des plombémies SATURN-INF par le HCSP (2014) ont été légalement implémentés. Dans ce cadre, plusieurs campagnes de dépistage auprès de communautés exposées à des contaminations de sol ont été réalisées et résumées dans Pécheux et al. (2021). Elles n'ont pour autant donné lieu qu'à un très faible taux de participation et des imprégnations toujours inférieures à $50 \mu\text{g/L}$, pour des teneurs dans les sols variables (de 10% à quelques milliers de mg/kg).

Plus récemment, un dépistage du saturnisme infantile a été recommandé par Santé Publique France dans plusieurs communes du Val d'Oise. Ces communes sont caractérisées par des contaminations liées à un épandage historique des eaux usées de Paris. Le dépistage des plombémies infantiles y a été recommandé pour des concentrations en Pb dans le sol de l'ordre de 200 mg/kg eu égard à la bioaccessibilité orale de 100% mesurée par la méthode UBM (Bassi 2018).

En Belgique, l'étude BONK (2008) rapporte des teneurs en plomb dans les sols contaminés relativement faibles (variant de 76 à 270 mg/kg , en moyenne de 146 mg/kg dans un rayon $<2\text{ km}$ de l'usine) mais qui étaient associées de manière statistiquement significatives à des plombémies (p90 des valeurs à $32 \mu\text{g/L}$ et $0\% >100 \mu\text{g/L}$ mesurées pour 338 enfants de 3-6 ans) supérieures à celles des enfants résidants dans la zone témoin (où la contamination des sols était faible, variant de 27 à 72 mg/kg avec une moyenne de 42 mg/kg).

En Wallonie, un BMH réalisé en 2009 auprès d'enfants à Ath (ville affectée par une contamination des sols attribuable aux activités de deux usines importantes de traitement des métaux) et en périphérie révélait des plombémies supérieures (valeur maximale de $21 \mu\text{g/L}$ dans un panel de 49 enfants de 2.5-6 ans) chez les enfants en zone contaminée (teneurs dans les sols supérieurs à 300 mg/kg) (Fierens et al. 2016).

Plus récemment, les données environnementales acquises dans le cadre des travaux de SANISOL et SANISOL 2019 (potagers et jardins de zones résidentielles sur la ville de Liège) ont révélé des teneurs dans les sols pouvant atteindre plusieurs milliers de mg/kg et un transfert vers les végétaux plutôt important pour les légumes tubercules, racines et aromates. Les différences de plombémies et plumburies chez les adultes de la population témoin (exposée passivement) et de la population de jardiniers (exposée activement) étaient significatives et ont été mises en lien avec la fréquentation du potager et la consommation de végétaux autoproduits, mais également avec la consommation d'eau du robinet, la présence de canalisation en plomb, ainsi que le tabagisme (Maggi et al. 2019, Petit et al. 2022).

II. Méthodologie poursuivie pour l'analyse statistique

L'analyse statistique des informations et données collectées a été menée en plusieurs étapes. D'abord, un travail de nettoyage, de recodage et de traitement des données brutes a été effectué. Les analyses descriptives et les analyses univariées ont ensuite été réalisées par substance, sur les données brutes exprimées en µg/L, au sein de l'échantillon pris dans sa totalité puis au sein de chaque zone d'étude séparément afin d'établir des distinctions par zone. Dans certains cas, une analyse multivariée a également été menée après log-transformation des données brutes. Les statistiques descriptives ont été effectuées à l'aide du logiciel Excel tandis que le traitement statistique (uni et multivarié) a requis l'utilisation du logiciel de statistique SPSS.

II.1 Nettoyage, recodage et traitement des données

II.1.1 Sélection des variables

Dans le cadre de l'étude BIOSOL, un questionnaire auto-administré a été proposé à chaque participant (voir rapport de recrutement). Les variables du questionnaire qui ont été sélectionnées et testées dans le cadre de l'analyse statistique (section III) sont présentées dans cette section. L'intitulé de chaque question, leur numéro ainsi que les modalités de réponse qui s'y rapportent sont présentées dans la table de recodage des variables BIOSOL (annexe 1). Les variables non retenues sont indiquées en annexe 2.

En tout, 41 variables issues du questionnaire ont été sélectionnées pour l'analyse statistique :

- **Variables sociodémographiques et économiques** : genre (Q01), âge (Q02), diplôme et type de profession des parents (Q103, Q104, Q106, Q107), revenu mensuel net du ménage (Q109).
- **Variables liées aux habitudes de vie de l'enfant et au jardinage** : fréquence de jardinage de l'enfant (Q20), part de fruits et légumes consommés provenant du jardin/verger (Q21).
- **Variables liées à l'alimentation des enfants** : consommation récente et habituelle de sodas (Q35 et 36), consommation récente et habituelle de céréales (Q37 et 38), quantité de fruits et légumes consommée par jour¹ (Q41), consommation récente et habituelle de légumes (Q42 et 43), consommation récente et habituelle de graines et/ou oléagineux (Q44 et 45), consommation récente et habituelle de pâtes (Q46 et 47), consommation récente et habituelle de poissons (Q48 et 49), consommation récente et habituelle de pommes de terre (Q50 et 51), consommation récente et habituelle de produits laitiers (Q52 et 53), consommation récente et habituelle de riz (Q54 et 55), consommation récente et habituelle de chocolat (Q56 et 57), consommation récente de pâtisseries et/ou desserts (Q58 et 59), source de l'eau de boisson

¹ Dans le questionnaire, une portion de légumes correspondait à une tomate, une carotte, cinq à dix haricots, 5 à dix choux de Bruxelles, deux à trois cuillères d'épinard, de petit pois...

(Q60). Les consommations récentes et habituelles des catégories d'aliments sont demandées afin d'avoir une idée des expositions des dernières 24h et des expositions chroniques. En faisant cette distinction, cela permet aussi de tenir compte des temps de demi-vie des polluants dans l'organisme.

- **Variables liées au lieu d'habitation** : zone (Q00), présence d'animaux dans le ménage (Q07), fréquence de passage de l'aspirateur dans le logement (Q012), fréquence de nettoyage à l'eau dans le logement (Q013), présence d'un potager/verger dans le jardin de la maison (Q19), date de construction du logement (Q066).
- **Variable associée au tabagisme** et plus précisément, la fréquence d'exposition au tabagisme passif des enfants (Q80).
- **Variable concernant les difficultés scolaires éprouvées par l'enfant (Q99)**, tels que des troubles de l'attention (TDHA, TDA), des troubles DYS (dyslexie, dyspraxie, dysgraphie...) ou encore des difficultés scolaires d'ordre plus général entraînant la nécessité de se faire aider à l'école. Compte tenu des effets connus de certains métaux, notamment du plomb, sur le développement neuronal, comportemental et cognitif des jeunes enfants, cette variable vise à évaluer si une exposition chronique à cette substance est associée à des effets pouvant se manifester par des difficultés à l'école. Les réponses à cette variable se rapportent à une réalité de terrain observée dans des conditions bien spécifiques (contexte scolaire) et permettent d'avoir une idée de la fréquence de manifestation d'effets cognitifs en fonction des niveaux de plomburies mesurés chez les enfants participant à notre étude. Il semble toutefois important de préciser que le questionnaire n'indiquait pas de préciser si les troubles observés par les parents avaient été diagnostiqués par un professionnel de la santé (même si certains participants l'ont indiqué) et peuvent donc, dans certains cas, être le résultat d'autodiagnostic.

II.1.2 Recodage des variables et regroupement

Dans le cadre de ces analyses, certaines variables ont été recodées ou regroupées :

- **Variables sociodémographiques et économiques : l'âge** a été calculé à partir de la date de naissance renseignée par le participant. Elle est présentée sous forme de variable continue et de variable discrète (arrondi à l'inférieur). Certains participants sont âgés de 12 ans au moment de l'analyse des questionnaires mais ils ont été retenus dans l'étude étant donné qu'ils entraient bien dans les critères d'inclusion de l'étude au moment du recrutement (alors âgés de 11 ans).
- **Variables liées à l'alimentation des enfants** :
 - o Les variables relatives aux **habitudes alimentaires** ont été recodées de la manière suivante : les réponses « jamais ou très peu » et « 1 à 3 fois par mois » ont été recodées en « moins d'une fois par semaine ». Les réponses « une fois par semaine » et plusieurs fois par semaine » sont restées telles quelles.

- La variable sur la **quantité de légumes consommée** a été limitée à deux modalités de réponses « 1 à 2 portions par jour ou moins » et « 3 à 4 portions par jour ou plus » car les autres catégories ne comptabilisaient qu'un très faible taux de réponse.
 - La question sur la **source de l'eau de consommation** a été catégorisée en deux modalités, à savoir, « eau du robinet » et « eau embouteillée ».
- **Variables liées au lieu d'habitation :**
- Sur base des informations collectées dans le formulaire d'inscription concernant le type d'habitation (*appartement / maison sans jardin / maison avec jardin sans potager / maison avec jardin et potager*), une distinction a été établie entre les habitats qui contenaient uniquement un jardin de ceux comprenant un jardin et un potager. La variable ainsi créée et retenue pour l'analyse statistique est « **présence d'un potager** » (*oui/non*).
 - **Les variables concernant la présence de chien et de chat** dans l'habitat ont été regroupées en une seule et même variable « présence d'animaux dans le logement » (*oui, un ou plusieurs animaux / non, aucun animal*).
 - **Les variables liées à l'hygiène du lieu de vie.** Les modalités de réponse des questions sur les fréquences de passage de l'aspirateur ou de nettoyage humide qui contenaient une faible proportion de réponses ont été regroupées au sein des catégories de fréquence qui les précédaient ou les suivaient. Par exemple pour la fréquence de nettoyage humide des sols, la réponse « une fois par trimestre », présente en très faible proportion dans l'échantillon total, a été regroupée avec la réponse « une fois par mois ». Il en est de même pour la réponse « tous les jours » regroupée avec la réponse « deux fois par jour ou plus ».
- **Variables associées au tabagisme.** Les variables concernant le tabagisme et l'exposition au tabagisme passif ont été regroupées en une seule et même variable afin d'obtenir la comptabilisation complète des enfants exposés au tabagisme passif. La variable ainsi créée, « exposition au tabagisme » admettait deux modalités de réponse, l'exposition ou la non-exposition.
- **Les variables concernant les difficultés scolaires éprouvées par l'enfant :** Les difficultés scolaires encodées par les parents à la question ont été regroupés (sans distinction) de sorte à obtenir une variable admettant deux modalités de réponse « mon enfant éprouve des difficultés à l'école (troubles DYS-, troubles de l'attention, difficultés générales) » et « mon enfant n'éprouve pas de difficulté à l'école ».

II.1.3 Traitement des valeurs manquantes, des LOQ et des p99

La *LOQ* pour *Limit of Quantification* est définie comme la plus petite concentration de composé à partir de laquelle une méthode analytique est capable de fournir une valeur quantifiée suffisamment précise (Armbruster et Pry 2008). A chaque substance dosée correspond une limite de quantification associée. Les valeurs sous la LOQ ont été traitées de deux manières avant analyse :

- Pour les substances dont les pourcentages de valeurs sous la LOQ sont faibles (jusqu'à 15% des valeurs sous la LOQ) et montrant des données caractérisées par des représentations visuelles très asymétriques (asymétrie positive) (Bacarelli et al. 2005), la méthode dite de substitution a été appliquée. Cette dernière consiste à remplacer toutes les valeurs manquantes ou sous la LOQ par la LOQ/2 (méthode adaptée jusqu'à 25% de censure selon Gillaizeau et al. 2020).
- Pour les substances qui présentent une proportion de valeur inférieure à la LOQ trop conséquente, de l'ordre de 15% ou plus, la méthode d'imputation simple a été utilisée. Elle consiste à remplacer toutes les valeurs sous la LOQ par des valeurs estimées sur base d'un modèle de régression effectué sur la série existante et selon la tendance des points de cette série (remplacement des valeurs sous la LOQ par la méthode de la tendance linéaire au point sur SPSS). Les biomarqueurs concernés par cette méthode sont l'étain et le cadmium qui présentent respectivement 20,63% et 15,34% de valeurs sous la LOQ (voir table 2).

		LOQ (µg/L)	%<LOQ
Métalloïdes	Antimoine	0,01	6,35
	Arsenic	0,5	0,00
Métaux	Baryum	0,06	0,00
	Cadmium	0,06	15,34
	Cobalt	0,04	0,53
	Étain	0,1	20,63
	Plomb	0,04	1,06

Lors de l'analyse univariée ou multivariée, les valeurs manquantes pour les variables testées n'étaient pas prises en compte par le logiciel. Dans le cas où le nombre de valeurs manquantes étaient conséquent pour un même participant, ce participant n'était pas considéré lors de l'analyse.

En ce qui concerne les concentrations en biomarqueurs urinaires, les valeurs extrêmes (*outliers*) qui dépassaient le P99 de la distribution dans la population d'étude prise dans sa globalité, ont été retirées pour les corrélations et l'analyse multivariée afin qu'elles n'influencent pas les résultats finaux.

II.1.4 Choix des valeurs de référence retenues pour l'étude de comparaison des biomarqueurs urinaires étudiés

Les valeurs de référence d'exposition (VRE ou VR dans le cadre de ce rapport) reflètent une concentration biologique au-delà de laquelle on considère que le niveau d'exposition est élevé. Ces valeurs correspondent généralement, au 95ème percentile des distributions des biomarqueurs mesurés en population générale. Une valeur supérieure à ce seuil est généralement attribuée à la présence d'une source particulière ou d'un comportement aggravant favorisant une plus grande exposition. Elles sont issues de plusieurs études menées en Belgique et en France sur les mêmes

catégories d'âge, dans la mesure du possible. Dès que des VR étaient établies en population wallonne (via l'étude BMH-WAL2 principalement), ce sont ces dernières qui étaient privilégiées pour la comparaison (table 3).

Paramètre	VR	Référence
Cadmium	0,29	P95 des cadmiuries mesurées en population générale chez les enfants de 6-11 ans de l'étude BMH-WAL2
Plomb	1,8	
Arsenic	110	
Arsenic sans poisson	26	
Arsenic spécié (Asi+MMA+DMA)	11	Valeur de référence attribuée aux enfants < 12 ans (Haute Autorité de Santé 2020)
Cobalt	3,51	P95 des concentrations en métaux des enfants âgés de 6 à 17 ans issus de l'étude ESTEBAN, France continentale (2014-2016)
Baryum	14,2	
Etain	3,95	
Antimoine	0,19	

II.2 Analyse descriptive

II.2.1 Description des populations et comparaison des effectifs

L'analyse descriptive de la population d'étude est présentée par zone et consiste à décrire les facteurs et caractéristiques sociodémographiques et économiques de nos participants. Cette partie consiste également à décrire les caractéristiques de distribution des variables liées à l'alimentation, au lieu d'habitat et aux habitudes de vie des ménages.

Les associations entre les différentes variables explicatives du questionnaire (décrites en II.1.1) sont testées à l'aide d'un test de Chi2 de Pearson (ou Khi carré d'indépendance). Les différences en termes de proportions d'individus codant pour chaque variable sont testées via un test de proportion. Ces différences sont matérialisées par des exposants (A, N ou T selon les populations qui diffèrent entre elles) pour chaque modalité de variable testée. Une p-valeur inférieure à 0,05 indique une différence significative de proportions entre les zones. Dans le cas où les effectifs d'une modalité de réponse au sein d'une variable étudiée étaient inférieurs à 5, le test exact de Fisher a été privilégié au test de Chi2 de Pearson.

II.2.2 Statistiques descriptives des biomarqueurs

Les concentrations des biomarqueurs urinaires étudiés sont présentées par la moyenne géométrique, la moyenne arithmétique, la médiane et différents percentiles, en faisant la distinction entre l'échantillon total (l'ensemble des participants, voir section III.2) et les trois zones (voir sections III.3.1-III.3.7). Une comparaison aux données d'imprégnation en population générale récoltées dans le cadre de l'étude BMH-WAL sur les enfants de 6 à 11 ans ou d'autres études a été effectuée.

II.2.3 Traitement des facteurs confondants

La littérature sur le sujet renseigne sur des facteurs influençant fortement les imprégnations à certains métaux lourds. Il s'agit notamment du tabagisme et de la consommation de poisson agissant respectivement sur les niveaux de plomburies ou d'arsenicuries mesurés chez les individus participant à des études de biomonitoring. Ces facteurs sont appelés « confondants » car ils peuvent changer le sens des interprétations des résultats d'imprégnations. En vue de réaliser les analyses statistiques et pour éviter l'influence externe de ces facteurs, des ajustements ont été effectués dans certains cas : pour l'arsenic, un ajustement à la consommation récente de poisson et pour le plomb un ajustement à l'exposition au tabac. Cet ajustement consistait simplement à supprimer de l'analyse une certaine partie du jeu de donnée ayant codé pour le facteur confondant en question (ex : un ajustement à la consommation de poisson revient à supprimer de l'analyse tous les participants ayant déclaré avoir consommé du poisson les jours précédant le prélèvement urinaire).

II.2.4 Description des niveaux de concentrations en substances dans les sols

Les niveaux de concentrations des différents métaux et métalloïdes mesurés dans les sols des particuliers sont présentés pour chaque zone d'étude. Dans certains cas, plusieurs échantillons de sol ont pu être prélevés dans les jardins d'un même ménage. Dans ces cas-ci, c'est la moyenne des concentrations en métaux mesurées dans ces échantillons qui a été considérée. Les mesures ont été acquises par ICP-MS après tamisage, broyage et minéralisation à l'eau régale.

Les concentrations sont comparées aux normes ou aux valeurs-guides en vigueur pour la mise en œuvre des études de risques sur la santé humaine dans le cadre de la législation sur les sols.

-Pour l'arsenic, le cadmium et le plomb, les concentrations dans les sols sont comparées aux normes du décret Sols établies pour l'usage résidentiel de type III².

-Pour les quatre autres polluants étudiés (l'antimoine, le baryum, le cobalt et l'étain), les concentrations relevées dans les sols sont comparées aux valeurs limites humaine (VLH) établies pour le scénario résidentiel de type III issue de la base de données pour les polluants non normés (BD PNN Wallonie, version 2024³).

Des coefficients de Spearman (non paramétrique) sont calculés afin de déterminer les corrélations existant entre les concentrations de chaque substance dans les sols.

Dans cette étude, nous cherchons à établir des liens entre les niveaux de contamination des sols par des métaux et les imprégnations des individus. Pour cela, les teneurs en métaux dans les sols peuvent être analysées de trois manières différentes :

-En tant que variable continue : on prend en compte les valeurs numériques exactes des concentrations.

² 1^{er} mars 2018 - Décret relatif à la gestion et à l'assainissement des sols (M.B. 22.03.2018)

³ Base de données des polluants non normés : [Base de données PNN - V7 - avril 2024](#)

-En tant que variable binaire : on considère plutôt les dépassements ou non dépassements des normes réglementaires ou des valeurs guides.

-En tant que variable catégorielle : on divise les concentrations en plusieurs classes basées sur les percentiles de la distribution des valeurs dans les sols.

Dans le cadre des croisements avec les données d'imprégnations, les concentrations mesurées dans les sols (en mg/kg) ont été catégorisées par percentile de concentrations en choisissant des classes construites sur le p25, le p50 et le p75.

L'approche catégorielle permet de s'affranchir, dans une certaine mesure, de la variabilité des comportements individuels susceptibles d'influencer l'exposition qui ont du mal à être saisi par les questionnaires (comme la fréquence de port de la main à la bouche chez les enfants). L'approche catégorielle tient aussi compte de la variabilité de l'exposition en regard de la qualité des sols : un enfant n'est pas exposé à un sol de concentration constante toute sa vie ou même toute la journée. Les variables continues peuvent présenter des relations complexes et non linéaires avec les imprégnations, qui ne sont pas nécessairement connues a priori. Les catégories de concentrations sont plus simples à interpréter que les valeurs numériques continues. Cela permet de mieux comprendre les seuils ou les niveaux de contamination des sols qui peuvent être liés à des différences d'imprégnation.

II.3 Analyses statistiques univariées

Par l'analyse univariée on cherche à déterminer l'influence de chaque variable du questionnaire (décrites en II.1.1) et des variables liées au sol sur la concentration urinaire brute de chaque biomarqueur étudié. Les variables qui présenteront les résultats les plus significatifs seront ensuite intégrées dans l'analyse multivariée si cela s'avère pertinent.

Les analyses univariées ont été réalisées pour chaque biomarqueur au sein de l'échantillon pris dans sa globalité et sans distinction de zone, puis au sein de chacune des trois zones d'étude.

L'ensemble des analyses univariées ont été réalisées en tenant compte des concentrations en biomarqueurs urinaires brutes (en µg/L). **La distribution des biomarqueurs urinaires pour les différents métaux ne suivait jamais une loi normale** (moyenne supérieur à la médiane) et avait toujours tendance à montrer une distribution asymétrique. Les associations entre les imprégnations et les variables d'intérêt ont donc été testées via des tests non paramétriques de type, Mann-Whitney lorsque les variables testées comportaient deux modalités, ou Kruskal-Wallis suivi d'un test post-hoc de Dunn (en cas de rejet de H0, avec ajustement de Bonferroni) lorsque les variables testées contenaient plus de deux modalités.

Le seuil de significativité a été fixé à 0.05 pour ces tests.

II.4 Modèles multi variables

Les corrélations entre imprégnations urinaires menées dans le cadre de cette étude ont été étudiées via les coefficients de corrélation de Spearman (non-paramétrique).

L'analyse multi variée est une méthode statistique qui vise à expliquer les relations entre une variable dépendante (à expliquer) à l'aide d'une ou plusieurs variables (respectivement, méthode de régression simple et méthode de régression multiple) indépendantes (explicatives).

Avant chaque analyse multivariée, les concentrations des biomarqueurs étudiés ont été log-transformées (via une loi log10) afin de favoriser la normalité des résidus. Malgré cela, la normalité n'a jamais été atteinte pour aucune des substances (Test de Shapiro-Wilk < 0,05). Même si la normalité n'est pas atteinte, la log-transformation permet tout de même de tendre vers une distribution normale. Sur cette base, des modèles de régression linéaire ont tout de même été développés lorsque cela était pertinent.

À ce stade, les variables qui montraient une association significative (p -valeur < 0,05) ou une tendance (p -valeur < 0,10) en univarié ont été retenues pour l'analyse multivariée. Dans le cas de **l'analyse de la concentration en biomarqueur urinaire (Pb, As)**, une régression linéaire avec sélection progressive des variables a été utilisée.

Pour chaque régression, les éléments suivants sont indiqués :

- B et son intervalle de confiance (IC) : le coefficient de régression beta non standardisé qui permet d'établir l'équation de la droite de régression et d'évaluer la contribution relative de chaque variable explicative
- β : le coefficient de régression standardisé beta
- t : la valeur du test qui peut être comparée à une distribution t afin de tester l'hypothèse nulle
- R^2 : Le coefficient de détermination qui calcule le pourcentage de variation de la variable à expliquer dû aux variables explicatives. Plus le R^2 est élevé, plus le modèle permet d'expliquer les variations de la variable dépendante et plus la qualité du modèle est forte.

III. Résultats et interprétations

III.1 Présentation générale des paramètres de distribution pour les biomarqueurs urinaires et les concentrations dans les sols

III.1.1 Concentrations des substances dans les sols

Les statistiques descriptives de l'ensemble des sols des jardins privés échantillonnés dans le cadre du projet BIOSOL sont présentées dans la table 4 (voir plus bas). Le nombre total de jardins échantillonnés s'élève à 135.

De manière générale (sur l'ensemble des trois zones), aucun dépassement des valeurs limites pour la santé humaine n'est observé pour le Ba, Co, Sn et Sb. Par contre, les valeurs seuils pour un usage de type III du Décret sols wallon sont fréquemment dépassées pour le Pb (32% de dépassement), le Cd (28%) et l'As (24%). Les dépassements des normes s'observent majoritairement dans la zone de Liège pour le plomb (80%) et le cadmium (75%) et dans une moindre mesure pour l'arsenic (12%). Le

dépassement des normes dans les sols de la zone d'Aubange est important pour l'arsenic uniquement (50%).

De façon attendue, les teneurs en métaux et métalloïdes sont positivement corrélées entre elles dans les sols de chaque zone d'étude, avec, la plupart du temps, des coefficients de corrélation hautement significatifs et supérieurs à 0.6, en particulier pour les sols de Liège (Figure 1). **Une exposition à des teneurs élevées en un métal ou métalloïde donné s'accompagne donc la plupart du temps d'une exposition également plus grande aux autres métaux.**

	As	Cd	Pb	Ba	Co	Sb	Sn		As	Cd	Pb	Ba	Co	Sb	Sn		As	Cd	Pb	Ba	Co	Sb	Sn	
	LIEGE								JODOIGNE								AUBANGE							
As	1	.791**	.875**	.677**	.851**	.620**	.632**		1			.464**	.681**	.491**	.353		1				.859**			
Cd		1	.819**	.569**	.599**	.513**	.564**			1	.812**	.569**		.718**	.747**			1	.730**	.841**		.837**	.646**	
Pb			1	.772**	.649**	.764**	.727**				1	.728**		.813**	.924**				1	.810**		.839**	.734**	
Ba				1	.586**	.808**	.780**					1	.380**	.756**	.741**					1		.890**	.744**	
Co					1	.434**	.507**						1								1			
Sb						1	.643**							1	.828**							1	.799**	
Sn							1								1								1	

Figure 1 : Coefficients de corrélation (rho de Spearman) pour les teneurs en métaux dans les sols de la zone de LIEGE, de JODOIGNE et d'AUBANGE. En rouge : $p > 0.6$ et $p\text{-valeur} = 0.000$; En orange : $0.4 < \rho < 0.6$ et $p\text{-valeur} = 0.000$; En vert : $\rho < 0.4$; valeur manquantes : ρ non significatifs.

Les sols dans la **zone de Liège** (zone « A », quartiers de Chénée et Grivegnée,) présentent les teneurs en Pb et en Cd (voir Figure 2) les plus élevées et sont également les plus contaminées en Ba, en Sn et en Sb, en comparaison à la zone témoin (commune de Jodoigne) et de la zone naturellement contaminée (zone « N », commune d'Aubange, Musson et Saint-Léger). Les teneurs mesurées dans la zone A représentent des niveaux de contamination relativement élevés (mais tout de même assez représentatifs) pour les sols à l'échelle de la ville de Liège. Elles rappellent celles du quartier de Bressoux situé à proximité (Petit et al. 2022, Maggi et al. 2019, Pereira et al. 2020).

Les sols de la **zone d'Aubange** présentent les plus hauts niveaux de contamination en As et Co. Ils se distinguent aussi par les plus faibles teneurs en Cd (inférieurs à celles rencontrées sur la zone témoin, voir Figure 2). Les concentrations en As sont plutôt dans la gamme basse des teneurs pour lesquelles une arsenicurie plus grande à l'échelle d'une population exposée peut être attendue (aux alentours de 100 mg/kg, voir section I.4.2.1), puisque ce seuil n'est dépassé que pour un peu plus de 5% des sols de la zone environ. Les enrichissements relatifs en As (et les appauvrissements relatifs en Cd) des sols d'Aubange sont bien visibles sur la Figure 2.

Les sols de la **zone témoin** présentent les plus faibles teneurs en As et en Ba mais des niveaux en Sb et Sn similaires à ceux d'Aubange. Enfin, les teneurs en Pb mesurées dans la zone d'Aubange sont légèrement supérieures à ceux de la zone témoin, même si cette dernière comporte un jardin privé particulièrement contaminé.

D'un point de vue statistique, des différences hautement significatives ($p\text{-valeurs} = 0.000$) entre les sols de chacune des trois zones sont observées pour leurs concentrations en As et en Co. Les sols de la zone de Liège diffèrent de manière hautement significative de ceux de Jodoigne et d'Aubange pour Cd, Pb, Ba, Sb et Sn. Des différences significatives ($p\text{-valeurs} < 0.05$) de teneurs dans les sols d'Aubange et de Jodoigne sont également obtenues pour le Pb ($p\text{-valeur} = 0.032$) et le Ba ($p\text{-valeur} = 0.013$), mais pas pour Sn ($p\text{-valeur} = 0.272$) ou Sb ($p\text{-valeur} = 0.576$).

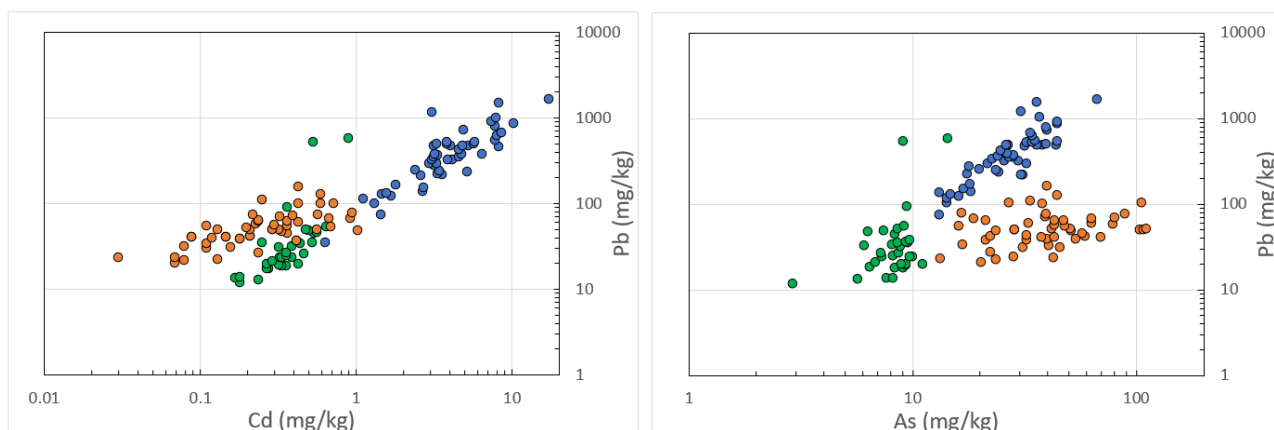


Figure 2 : Concentrations en plomb en fonction des concentrations en Cd et en As dans les sols de Liège (bleu), d'Aubange (orange) et de Jodoigne (vert).

Table 4 : Statistiques descriptives des teneurs en métaux et métalloïdes (mg/kg) dans les sols des jardins privés des participants au projet BIOSOL. VS : Valeurs seuils du Décret sols (en mg/kg) pour As (40), Cd (3) et Pb (200). VLH : valeur limites pour la santé humaine (en mg/kg) pour Ba (5000), Co (87), Sb (426) et Sn (19860), pour l'usage résidentiel

	As	Cd	Pb	Ba	Co	Sb	Sn
Tous les sols (n=135)							
MG	23,4	0,77	93,2	124	13,6	1,46	4,06
p25	13,3	0,27	36,5	65,4	9,6	0,53	1,43
Médiane	26,8	0,50	62,4	117	15,2	1,07	2,99
p75	39,7	3,18	307	221	18,5	4,51	10,5
p95	72,6	7,99	739	384	31,5	9,21	34,4
MIN	3,0	0,03	11,8	19,2	1,8	0,25	0,63
MAX	111,0	55,30	1651	1150	54,0	125	81,4
%>VS,VLH	24%	28%	32%	0%	0%	0%	0%
Zone de LIEGE (n=51) – site à « contamination anthropique » (Zone A)							
MG	26,7	4,01	346	229	14,4	5,53	13,8
p25	21,0	3,05	228	157	12,5	3,80	8,02
Médiane	27,2	3,85	373	230	14,9	5,65	16,4
p75	35,1	5,76	518	343	16,8	8,26	23,1
p95	44,6	9,54	1105	466	19,4	15,9	48,2
MIN	9,6	0,64	34,9	76,7	8,4	0,73	2,01
MAX	67,0	55,30	1651	1150	20,5	125	81,4
%>VS,VLH	12%	75%	80%	0%	0%	0%	0%
Zone de JODOIGNE (n=32) – site « témoin » (Zone T)							
MG	8,2	0,36	31,8	64,0	6,4	0,55	1,57
p25	7,4	0,29	19,2	52,4	6,3	0,47	0,94
Médiane	8,7	0,36	25,3	60,6	6,9	0,53	1,33
p75	9,4	0,47	39,3	69,6	7,3	0,61	1,82
p95	10,5	0,60	288	165	8,2	1,01	8,18
MIN	3,0	0,17	11,8	19,2	1,8	0,27	0,63

MAX	14,5	0,91	579	329	11,5	2,99	40,3
%>VS,VLH	0%	0%	6%	0%	0%	0%	0%
ZONE d'AUBANGE (n=52) – site à « contamination naturelle » (Zone N)							
MG	39,3	0,24	49,9	101	20,2	0,72	2,19
p25	28,2	0,15	38,9	63,7	16,8	0,46	1,32
Médiane	40,1	0,24	49,8	101	18,8	0,66	2,08
p75	52,5	0,42	64,4	151	23,1	1,14	3,11
p95	105,1	0,81	104	232	41,8	1,94	6,42
MIN	13,4	0,03	20,5	43,5	9,4	0,25	0,76
MAX	111,0	1,04	158	268	54,0	2,69	29,5
%>VS,VLH	50%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

III.1.2 Distribution des biomarqueurs urinaires

La table 5 (ci-dessous) présente les principaux paramètres de position (moyenne arithmétique, moyenne géométrique, médiane et différents percentiles) des biomarqueurs urinaires mesurés dans le cadre de l'étude BIOSOL (plomb, cadmium, arsenic spécié (Asi + MMA +DMA), antimoine, baryum, cobalt et étain urinaires). En cas d'ajustement à des facteurs confondant (pré-identifiés), une analyse spécifique au sein de la population concernée a été menée (cas du plomb ajusté pour l'exposition au tabac et de l'arsenic ajusté pour la consommation de poisson). Pour chaque substance, les proportions de participant de notre étude dépassant les valeurs de référence retenues en section II.1.4 sont indiquées.

L'ensemble de la population d'étude présente généralement des niveaux d'exposition inférieurs ou égaux à ceux mesurés en population générale wallonne (données du BMH-WAL) (Table 1). Les imprégnations mesurées sont généralement comprises entre celles déterminée pour la population nord-américaine (NHANES –plus faibles) et française (ESTEBAN- plus élevées).

	AsU	CdU	PbU	BaU	CoU	SbU	SnU
Tous les participants							
AsU	1	0,195*	0,312**		0,331**	0,214**	
CdU		1	0,201**		0,177*	0,176*	
PbU			1	0,261**	0,421**	0,303**	
BaU				1			
CoU					1	0,305**	
SbU						1	
SnU							1
Zone A							
AsU	1		0,304**		0,509**	0,255*	
CdU		1	0,296*				
PbU			1	0,339**	0,484**	0,411**	
BaU				1	0,299*		
CoU					1	0,505**	
SbU						1	
SnU							1
Zone N							
AsU	1	0,340**	0,305*		0,433**		
CdU		1			0,313*		
PbU			1	0,288*	0,372**	0,409**	
BaU				1			
CoU					1	0,265*	
SbU						1	
SnU							1
Zone T							
AsU	1		0,414**				
CdU		1	0,322*				
PbU			1		0,339*	0,550**	
BaU				1			
CoU					1	0,422**	
SbU						1	
SnU							1

Figure 3 : coefficients de corrélation de Spearman entre les différents biomarqueurs urinaires (AsU = Asi+MMA+DMA), pour l'ensemble de la population d'étude, pour les résidents dans la zone A, N et T. ** p-valeur <0.001; * p-valeur <0.05. En rouge : >0,4 ; en orange 0,3<p<0,4 ; en vert p<0,3.

Les fréquences de dépassements des valeurs de référence populationnelle (VR) restent relativement faibles. Aucune cadmiurie ne dépasse la valeur de vigilance HBM I, indiquant que les niveaux d'exposition au cadmium ne posent pas de risque pour la santé et ne donnent pas lieu à la mise en place de mesures particulières pour réduire l'exposition.

A part (i) les concentrations en antimoine urinaire, particulièrement élevées dans la zone Témoin, (ii) les concentrations en cobalt urinaire, plus élevées dans la zone N et les (iii) arsenicuries totale et spéciée, plus élevées dans la zone N qu'en population générale, les concentrations mesurées dans les trois zones d'étude sont généralement inférieures à celles du BMH-WAL (pour la plomburie, la cadmiurie, et l'arsenicurie totale), et inférieures à celle de l'étude ESTEBAN (baryum, étain et antimoine urinaires)

Les biomarqueurs urinaires présentent des corrélations positives faibles à moyennes (figure 3). A l'échelle de la population d'étude, la meilleure corrélation s'observe entre les biomarqueurs du Pb et du Co. Les meilleures corrélations entre biomarqueurs s'observent généralement dans la zone A entre la plomburie, l'arsenicurie, les concentrations en antimoine urinaires avec les concentrations en cobalt urinaires. Ces corrélations ressortent ponctuellement pour les autres zones d'étude.

Table 5: Statistiques descriptives des biomarqueurs urinaires ($\mu\text{g/L}$). VR : valeur de référence retenue pour le projet BIOSOL (voir section II.1.4). MA : moyenne arithmétique ; MG : moyenne géométrique

Biomarqueur urinaire	n	MA	MG	Percentiles								VR	Dépassement des VR (en %)
				P10	P25	P50	P75	P90	P95	P99			
Plomb	Tous	172	0,76	0,58	0,24	0,38	0,64	0,93	1,30	1,71	3,50	1,8	4%
	Sans exposition au tabac	152	0,73	0,56	0,23	0,36	0,60	0,86	1,21	1,64			
Cadmium	Tous	172	0,16	0,14	0,08	0,10	0,15	0,18	0,27	0,30	0,40	0,29	5%
Arsenic total	Tous	172	26,6	12,5	3,06	5,08	11,4	27,2	63,6	91,0	218	110	3%
	Sans poisson	97	14,8	8,81	3,08	4,46	7,97	16,2	29,4	47,4		26	12%
Asi+MMA+DMA	Tous	172	9,43	5,82	2,34	3,52	5,64	10,2	13,1	16,0	57,3	11	16%
	Sans poisson	97	5,69	4,95	2,44	3,50	4,99	6,72	10,57	11,48			
Antimoine	Tous	172	0,11	0,06	0,02	0,03	0,06	0,12	0,21	0,24	0,55	0,19	13%
Baryum	Tous	172	2,98	2,08	0,79	1,24	2,00	3,48	5,66	7,69	15,10	14,17	1%
Cobalt	Tous	172	1,20	0,82	0,31	0,44	0,83	1,46	2,73	3,53	5,10	3,51	5%
Étain	Tous	172	1,04	0,46	0,14	0,22	0,42	0,82	1,47	1,77	10,40	3,95	2%

III.2 Description de la population d'étude

L'objectif de cette section est de décrire et de comparer les caractéristiques sociodémographiques, comportementales et alimentaires des enfants ainsi que les caractéristiques des habitations au sein de chaque zone d'étude. L'étude descriptive permet de représenter les effectifs attribués à chaque modalité de réponse pour les différentes variables, ce qui est utile pour l'analyse et l'interprétation ultérieures des résultats (p.e. populations comparées différentes, facteurs de confusion, différences d'imprégnation constatées mais sur des effectifs très faibles...).

Les fréquences de chaque modalité de réponse des variables testées sont comparées entre zones avec une p-valeur associée. Des tests de différence de proportion sont menés et les différences entre zone sont symbolisées par des exposants (A, N, ou T).

III.2.1 Caractéristiques démographiques et socio-économiques

		Zone A (n = 71)		Zone N (n = 60)		Zone T (n = 41)		p-valeur
		n	%	n	%	n	%	
Genre	<i>Féminin</i>	34	47,9%	26	43,3%	16	39,0%	0,652
	<i>Masculin</i>	37	52,1%	34	56,7%	25	61,0%	

L'étude BIOSOL comporte 76 filles et 96 garçons. Au sein des trois zones d'étude, la répartition des genres est homogène (table 6). La tranche d'âge retenue pour l'étude est celle des 6–11 ans. Les enfants âgés de 9 ans sont les plus représentés parmi notre population d'étude (21%). Les enfants de 8 ans et 10 ans représentent respectivement 18,6%, et 17,4% de notre population d'étude tandis que les enfants de 7, 11 et 12 ans constituent des effectifs légèrement moins importants, respectivement de 13%, 12% et 15%. On compte un certain nombre d'enfants de 12 ans ou plus, ces derniers ont néanmoins été conservés dans l'étude et dans l'analyse car ils étaient bien âgés de 11 ans au moment du recrutement. Les classes d'âge se répartissent plutôt équitablement entre les trois zones (figure 4).

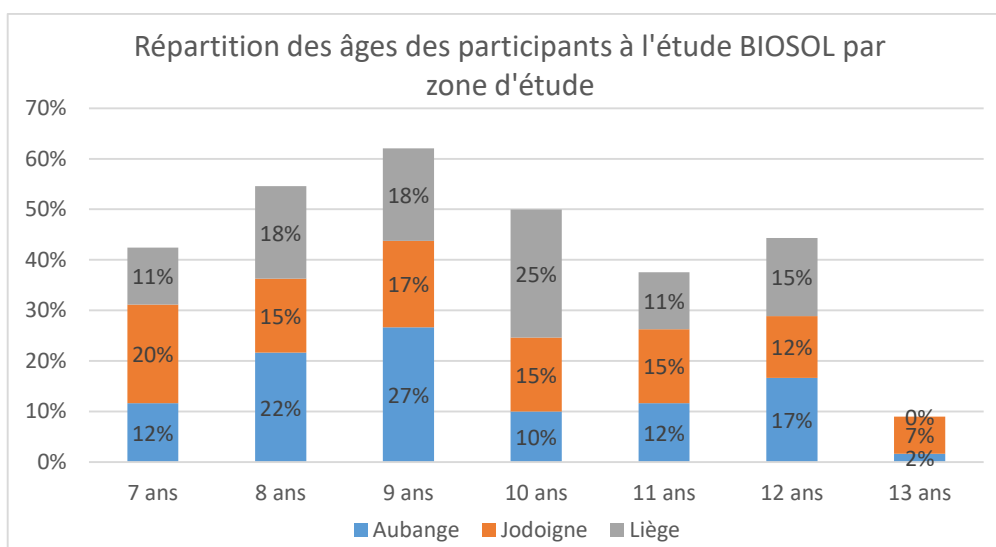


Figure 4 : répartition des âges des participants à l'étude BIOSOL par zone d'étude

Table 7 : Répartition des niveaux de diplôme et des emplois des parents par zone d'étude

		Zone A (n=112)		Zone N (n=104)		Zone T (n=64)		p-valeur
		n	%	n	%	n	%	
Niveau de diplôme des parents	<i>Primaire/sans diplôme</i>	3	2,8	1	1,0	0	-	0,246
	<i>Secondaire inférieur</i>	3	2,8	3	3,0	2	3,1	
	<i>Secondaire supérieur</i>	18	16,7	23	23,0	12	18,8	
	<i>Universitaire court</i>	35	32,4	43	43,0	19	29,7	
	<i>Universitaire long</i>	49	45,4	30	30,0	31	48,4	
Emploi des parents	<i>Employé</i>	81	72,3	78	75,0	43	67,2	0,367
	<i>Indépendant</i>	11	9,8	7	6,7	12	18,8	
	<i>Ouvrier</i>	6	5,4	9	8,7	4	6,3	
	<i>Profession libérale</i>	1	0,9	2	1,9	1	1,6	
	<i>Sans emploi</i>	13	11,6	8	7,7	4	6,3	

Les caractéristiques socio-économiques des parents ont été ajustées par ménage, en fonction du nombre d'enfant par fratrie, puis compilées. Le n total obtenu par zone correspond aux nombres de parents « maximal » pour lesquels des données valides ont pu être associées.

Parmi les caractéristiques socio-économiques des parents, on constate une répartition homogène des niveaux de diplôme au sein des trois zones (table 7). Les diplômes universitaires (court et long) sont largement représentés (76% en moyenne - 78% dans la zone A, 73% dans la zone N et 78% dans la zone T). La part des diplômes de l'enseignement secondaire et parents non diplômés est, quant à elle, très faible.

Au sein des catégories d'emploi représentées, celle des « employés » est plus largement représentée (72%). La fréquence des parents sans emploi est sous les 15% dans la population d'étude.

Table 8 : Répartition des niveaux de revenu mensuel net des ménages par zone d'étude

		Zone A (n=52)		Zone N (n = 44)		Zone T (n = 28)		p-valeur
		n	%	n	%	n	%	
Revenu mensuel net des ménages	< 2999 €	12 ^N	23,1	1	2,3	5	17,9	<10⁻³
	3000 - 3999 €	11	21,2	5	11,4	5	17,9	
	4000 - 4999 €	10	19,2	4	9,1	8	28,6	
	> 5000 €	19	36,5	34 ^{A,T}	77,3	10	35,7	

Les niveaux de revenus constituent un bon indicateur du niveau socio-économique des participants à une étude de biomonitoring. Malheureusement, le taux d'abstention à cette question est conséquent, proche des 15%.

Alors que les niveaux de diplôme et le taux d'emploi sont homogènes entre les zones, les niveaux des revenus sont très différents d'une zone à l'autre (table 8). D'une part, la proportion des ménages présentant des revenus mensuels nets >5000€ est nettement supérieure en zone N (54% contre 30% en zone A et 16% en zone T). Elle constitue, par ailleurs, la classe de revenu la plus représentée dans cette zone. Cet écart salarial entre la zone N et les deux autres zones pourrait s'expliquer par le fait que les Communes d'Aubange, Musson et Saint-Léger se situent à proximité du Luxembourg et

constituent dès lors un pôle important de travailleurs transfrontaliers (Belkacem et Pigeron-Piroth, 2015). D'autre part, la proportion des ménages dont les revenus mensuels nets sont inférieurs à 2.999 € est la plus importante en zone A (67% contre 5% en zone N et 28% en zone T).

Les observations réalisées ici sont corroborées par l'analyse des données *StatBel*⁴ qui nous renseigne sur le revenu moyen par habitant (total net imposable) qui est de plus de 20.000 €/an dans la province du Luxembourg (= Zone N), 21.971€/an à Jodoigne (= Zone T) et 16.542€ à Liège (= Zone A).

III.2.2 Sources d'exposition issues du questionnaire

III.2.2.1 Variables liées à l'alimentation

Les habitudes alimentaires de l'ensemble des participants (n=172) au projet BIOSOL ont été collectées et compilées dans la table 9.

		Zone A (n=71)		Zone N (n=60)		Zone T (n=41)		p-valeur comparaison
		n	%	n	%	n	%	
Consommation récente de sodas	<i>Aucune</i>	34	45,9	23	31,1	17	23,0	0,071
	<i>Trois derniers jours</i>	23	44,2	22	42,3	7	13,5	
	<i>Dernières 24h</i>	14	33,3	12	28,6	16	38,1	
Consommation habituelle de sodas	<i>Moins d'1x/semaine</i>	43	42,2	29	28,4	30	29,4	0,184
	<i>1x/semaine</i>	17	42,5	17	42,5	6	15,0	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	11	40,7	12	44,4	4	14,8	
Consommation récente de céréales	<i>Aucune</i>	19	39,6	15	31,3	14	29,2	0,018
	<i>Trois derniers jours</i>	20	34,5	19	32,8	19	32,8	
	<i>Dernières 24h</i>	32	53,3 ^T	23	38,3 ^T	5	8,3	
Consommation habituelle de céréales	<i>Moins d'1x/semaine</i>	19	41,3	16	34,8	11	23,9	0,381
	<i>1x/semaine</i>	8	26,7	13	43,3	9	30,0	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	44	47,8	29	31,5	19	20,7	
Quantité de fruits et légumes consommés/jour	<i>1 à 2 portions/jour</i>	55	77,5	42	73,7	26	66,7	0,469
	<i>3 à 4 portions/jour</i>	16	22,5	15	26,3	13	33,3	
Consommation récente de fruits/légumes	<i>Aucune</i>	2	40,0	2	40,0	1	20,0	0,683 ^a
	<i>Trois derniers jours</i>	20	42,6	19	40,4	8	17,0	
	<i>Dernières 24h</i>	49	42,2	36	31,0	31	26,7	
Consommation habituelle de fruits/légumes	<i>Moins d'1x/semaine</i>	1	50,0	1	50,0	0	-	0,126 ^{a,b}
	<i>1x/semaine</i>	5	38,5	8	61,5	0	-	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	65	42,2	49	31,8	40	26,0	
Consommation récente de graines	<i>Aucune</i>	46	47,4	32	33,0	19	19,6	0,203
	<i>Trois derniers jours</i>	10	27,8	17	47,2	9	25,0	

⁴ <https://statbel.fgov.be/fr/themes/menages/revenus-fiscaux>

	<i>Dernières 24h</i>	15	44,1	9	26,5	10	29,4	
Consommation habituelle de graines	<i>Moins d'1x/semaine</i>	42	41,2	37	36,3	23	22,5	0,346
	<i>1x/semaine</i>	12	33,3	12	33,3	12	33,3	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	17	54,8	9	29,0	5	16,1	
Consommation récente de pâtes	<i>Aucune</i>	6	35,3	4	23,5	7	41,2	0,456
	<i>Trois derniers jours</i>	35	43,8	29	36,3	16	20,0	
	<i>Dernières 24h</i>	30	42,3	25	35,2	16	22,5	
Consommation habituelle de pâtes	<i>Moins d'1x/semaine</i>	0	-	4	66,7	2	33,3	0,072 ^a
	<i>1x/semaine</i>	24	37,5	20	31,3	20	31,3	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	47	47,5	34	34,3	18	18,2	
Consommation récente de poisson	<i>Aucune</i>	50	51,5 ^{N,T}	26	26,8	21	21,6	0,031
	<i>Trois derniers jours</i>	12	29,3	18	43,9	11	26,8	
	<i>Dernières 24h</i>	5	21,7	11	47,8	7	30,4	
Consommation habituelle de poisson	<i>Moins d'1x/semaine</i>	35	42,7	27	32,9	20	24,4	0,859
	<i>1x/semaine</i>	30	42,3	25	35,2	16	22,5	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	2	25,0	3	37,5	3	37,5	
Consommation récente de pommes de terre	<i>Aucune</i>	28	53,8 ^N	8	15,4	16	30,8 ^N	0,006
	<i>Trois derniers jours</i>	24	37,5	30	46,9 ^T	10	15,6	
	<i>Dernières 24h</i>	18	34,6	20	38,5	14	26,9	
Consommation habituelle de pommes de terre	<i>Moins d'1x/semaine</i>	15	65,2	2	8,7	6	26,1	0,001
	<i>1x/semaine</i>	33	42,9	21	27,3	23	29,9	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	23	33,3	35	50,7 ^{A,T}	11	15,9	
Consommation récente de produits laitiers	<i>Aucune</i>	7	63,6	4	36,4	0	0,0	0,081 ^a
	<i>Trois derniers jours</i>	11	28,9	18	47,4	9	23,7	
	<i>Dernières 24h</i>	53	44,2	36	30,0	31	25,8	
Consommation habituelle de produits laitiers	<i>Moins d'1x/semaine</i>	2	66,7	1	33,3	0	-	0,78 ^{a,b}
	<i>1x/semaine</i>	6	46,2	5	38,5	2	15,4	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	63	41,2	52	34,0	38	24,8	
Consommation récente de riz	<i>Aucune</i>	40	50,0	24	30,0	16	20,0	0,115
	<i>Trois derniers jours</i>	16	29,1	21	38,2	18	32,7	
	<i>Dernières 24h</i>	15	48,4	11	35,5	5	16,1	
Consommation habituelle de riz	<i>Moins d'1x/semaine</i>	26	51,0	18	35,3	7	13,7	0,235
	<i>1x/semaine</i>	32	35,6	32	35,6	26	28,9	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	13	48,1	8	29,6	6	22,2	
Consommation récente de chocolat	<i>Aucune</i>	1	5,6	9	50,0	8	44,4	<10⁻³
	<i>Trois derniers jours</i>	10	25,6	17	43,6	12	30,8	
	<i>Dernières 24h</i>	59	53,6 ^{N,T}	31	28,2	20	18,2	
Consommation habituelle de chocolat	<i>Moins d'1x/semaine</i>	2	16,7	5	41,7	5	41,7	0,373
	<i>1x/semaine</i>	12	40,0	11	36,7	7	23,3	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	57	45,2	41	32,5	28	22,2	
Consommation récente de desserts	<i>Aucune</i>	21	51,2	14	34,1	6	14,6	0,501
	<i>Trois derniers jours</i>	25	39,1	23	35,9	16	25,0	
	<i>Dernières 24h</i>	24	38,1	21	33,3	18	28,6	
	<i>Moins d'1x/semaine</i>	20	43,5	10	21,7	16	34,8 ^N	0,011

Consommation habituelle de desserts	<i>1x/semaine</i>	30	52,6	16	28,1	11	19,3	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	21	31,8	32	48,5 ^A	13	19,7	
Source eau de boisson	<i>Robinet</i>	57	83,8	45	81,8	32	84,2	0,941
	<i>Bouteille</i>	11	16,2	10	18,2	6	15,8	
^a plus de 20% des cellules présentent des effectifs inférieurs à 5, les résultats d'analyse pourraient être invalide ^b nombre d'individus insuffisant par cellule, résultats invalides								

L'alimentation est considérée comme une des voies principales d'exposition à la plupart des métaux lourds chez les individus non-exposés professionnellement.

Les consommations récentes et habituelles de plusieurs catégories d'aliments potentiellement à risque sont comparées entre les individus des trois zones d'étude. Les catégories d'aliments retenues dans le cadre de cette analyse sont les suivantes : les sodas, les produits céréaliers, les fruits et légumes, les graines/oléagineux/fruits secs, les pâtes, le poisson, les pommes de terre, les produits laitiers, le riz, le chocolat et les desserts/pâtisseries/gâteaux. Les catégories non retenues pour l'analyse sont les viandes, les abats ou encore les algues car les fréquences de consommation de chacun de ces aliments étaient trop inégaux pour une comparaison. Lorsque des différences de consommation entre les individus d'une ou plusieurs zones sont constatées, elles sont indiquées par les exposants correspondants à la ou les zones.

Si on s'intéresse aux consommations récentes des différentes catégories d'aliments étudiés, on observe des consommations plus récentes de céréales chez les enfants des zones A et N (en comparaison de la zone T), plus d'enfants n'ayant pas consommé de poisson au cours des jours précédant le prélèvement urinaire chez les enfants de la zone A (en comparaison avec les enfants des zones N et T), plus de consommation de pommes de terre au cours des trois jours précédant le prélèvement urinaire chez les enfants de la zone N alors que cette consommation est plus modérée chez les enfants des zones A et T ou encore davantage de consommation de chocolat la veille du prélèvement chez les enfants de la zone A (en comparaison avec les enfants des zones N et T).

Si on s'intéresse aux fréquence de consommation habituelle de ces mêmes catégories d'aliments, on observe des consommations plus fréquentes de pommes de terre et de desserts chez les enfants de la zone N (en comparaison des enfants des zones A et T).

III.2.2.2 Variables liées aux habitudes de vie de l'enfant et au jardinage

		Zone A		Zone N		Zone T		p-valeur
		(n=71)		(n=60)		(n=41)		
		n	%	n	%	n	%	
Fréquence de jardinage des enfants	<i>Jamais</i>	9	27,3	3	9,1	7	29,2	0,232
	<i>Parfois</i>	20	60,6	22	66,7	12	50,0	
	<i>Souvent</i>	4	12,1	8	24,2	5	20,8	
Part de fruits/légumes consommés provenant du jardin/verger	<i>Moins de la moitié</i>	31 ^N	96,9	17	53,1	20 ^N	83,3	0,001
	<i>La moitié</i>	1	3,1	11 ^{A,T}	34,4	2	8,3	
	<i>Plus de la moitié</i>	0	-	4	12,5	2	8,3	

De nombreuses variables associées aux habitudes de vie ont été retirées de l'analyse (voir annexe 2). Parmi les variables conservées, le jardinage peut représenter une source d'exposition aux métaux lourds dans la population, d'autant plus s'il est pratiqué sans respecter quelques règles élémentaires de bonnes pratiques (cf brochure SANISOL⁵) et que le sol présente des contaminations importantes. Dans le cadre de notre étude, les fréquences de jardinage des enfants sont distribuées de manière homogène entre les trois zones.

En revanche, la part de légumes issue du potager et consommée par les enfants est différente entre les trois zones. Les enfants de la zone N consomment plus de fruits et légumes issus de leur potager (au moins la moitié) que les enfants des zones A et T qui déclarent en consommer moins de la moitié. Comme vu précédemment, la zone A est la zone dans laquelle on dénombre le moins de potager, ce qui permet d'expliquer, au moins en partie, que la part consommée de légumes autoproduits y soit plus faible.

III.2.2.3 Variables liées au lieu d'habitation

		Zone A (n = 56)		Zone N (n = 54)		Zone T (n = 34)		p-valeur
		n	%	n	%	n	%	
Présence d'un ou plusieurs animaux dans le ménage	<i>Non</i>	25	35,2	20	33,3	16	41,0	0,729
	<i>Oui</i>	46	64,8	40	66,7	23	59,0	
Fréquence passage aspirateur	<i>Une fois par mois</i>	4	5,7	2	3,3	5	12,5	< 10 ⁻³
	<i>Une fois par semaine</i>	38 ^N	54,3	15	25,0	22 ^N	55,0	
	<i>Deux fois par semaine</i>	17	24,3	23	38,3	9	22,5	
	<i>Tous les jours</i>	11	15,7	20 ^{A,T}	33,3	4	10,0	
Fréquence nettoyage à l'eau	<i>Une fois par mois</i>	18	25,4	14	23,3	19 ^{A,N}	47,5	< 10 ⁻³
	<i>Une fois par semaine</i>	47	66,2	30	50,0	21	52,5	
	<i>Deux fois par semaine</i>	6	8,5	16 ^{A,T}	26,7	0	-	
Date du logement	<i>Avant 1950</i>	30 ^{N,T}	54,5	18	36,0	14	43,8	< 10 ⁻³
	<i>Entre 1950 et 1980</i>	18 ^{N,T}	32,7	8	16,0	1	3,1	
	<i>Entre 1980 et 2000</i>	0	-	6	12,0	7	21,9	
	<i>Après 2000</i>	7	12,7	18 ^A	36,0	10	31,3	
Présence de canalisations en plomb dans le logement	<i>Non</i>	27	48,2	33	61,1	21	63,6	0,160
	<i>Oui</i>	5	8,9	1	1,9	0	-	
	<i>Sans réponse</i>	24	42,9	20	37,0	12	36,4	
Présence d'un potager	<i>Non</i>	31	55,4	23	42,6	12	37,5	0,208
	<i>Oui</i>	25	44,6	31	57,4	20	62,5	

⁵ Brochure créée dans le cadre du projet SANISOL : [Culture potagère en sol pollué ?](#)

Les données propres aux lieux de vie des familles sont compilées dans la table 11 et ajustées pour les ménages dont plusieurs enfants participaient au projet. On dénombre 56 ménages dans la zone A, 54 ménages dans la zone N et 34 ménages dans la zone T.

Le nettoyage de la maison est une composante qui permet de limiter l'exposition aux poussières ou aux particules de sol provenant de l'extérieur. Dans notre étude, cette dernière est évaluée à travers la fréquence de passage de l'aspirateur et le nettoyage des sols dans l'habitat.

On distingue des différences en terme de fréquence de passage de l'aspirateur ou de nettoyage entre les zones. Dans les zones A et T, on dénombre plus de ménages qui passent l'aspirateur une fois par semaine ou moins que dans la zone N. Cette dernière en revanche, présente une plus grande proportion de ménages qui passent l'aspirateur tous les jours (concerne un tiers des ménages de la zone). Le nettoyage des sols est moins fréquent que le passage de l'aspirateur au sein des ménages de notre population d'étude. Les ménages de la zone T sont plus nombreux à nettoyer qu'une fois par mois le sol de leur intérieur (concerne environ la moitié des ménages de la zone) tandis que les ménages de la zone N sont ceux qui le nettoient le plus souvent (concerne plus du quart des ménages de la zone).

La majorité des ménages inscrits au projet BIOSOL dispose d'une maison qui comporte au moins un jardin. Les analyses se sont donc portées uniquement sur la présence ou non d'un potager, par lequel les expositions à certains polluants (notamment le Cd) peuvent être prépondérantes. À Liège, c'est la moitié des ménages de la zone qui possède une maison avec un jardin sans potager. Les ménages qui disposent d'une maison avec un jardin et un potager sont davantage représentés dans les zones plus rurales (57,4% de maison avec jardin et potager en zone N et 61,8% en zone T contre 44,6% en zone A) sans qu'une différence statistiquement significative ne soit relevée.

Parmi les logements des ménages des participants à l'étude, il y a plus de logements anciens (avant 1980) dans la zone A (84,5%) que dans les zones N (50%) et T (41,5%). A contrario, les logements récents (après 2000) sont davantage représentés en zone N (36%) qu'en zone A (12,7%).

Les canalisations en plomb, que l'on retrouve encore dans certaines vieilles habitations, sont essentiellement localisées dans la zone A même si les proportions sont très faibles. Bien que considéré comme un facteur de risque d'exposition au plomb, il n'est malheureusement pas possible d'évaluer l'incidence des canalisations au plomb sur le niveau d'exposition au plomb des populations. Ceci dû à la faible proportion de personnes ayant indiqué en posséder au sein de leur habitation et du fort taux de non-réponse à la question. Cette variable présentée ici, n'est donc pas reprise dans les analyses qui suivent.

D'autres facteurs potentiels de risque d'exposition aux métaux sont présentés dans la table 11 mais ne montrent pas de tendances particulières entre les trois zones. C'est par exemple le cas pour les animaux domestiques qui peuvent, par adhérence à leurs poils, transporter des particules de sol contaminés de l'extérieur et les déposer dans l'habitat.

III.2.2.4 Variable associée au tabagisme

La fumée de tabac est considérée comme un facteur de risque d'exposition à plusieurs polluants dont le plomb, le cadmium ou l'arsenic. Les enfants soumis au tabagisme passif représentent 12% de notre population d'étude (table 12). Il existe des différences de proportions d'enfants soumis au tabagisme passif entre les trois zones. Il y a plus d'enfant exposés au tabagisme passif dans la zone N (21,7%) que dans les zones A et T (moins de 10% sur chacune des deux zones).

		Zone A (n=71)		Zone N (n=60)		Zone T (n=41)		p-valeur
		n	%	n	%	n	%	
Exposition au tabagisme passif	<i>Non</i>	67 ^N	94,4	47	78,3	38	92,7	0,011
	<i>Oui</i>	4	5,6	13 ^{A,T}	21,7	3	7,3	

III.2.2.5 Variable concernant les difficultés scolaires

Les effets du plomb sur les enfants ont été évalués à travers la variable relative aux difficultés scolaires que peut éprouver l'enfant tel que déclaré par leurs parents.

Il n'y a pas de différence statistiquement significative entre la fréquence des enfants qui éprouvent des difficultés à l'école sur les trois zones (table 13).

		Zone A (n=71)		Zone N (n=58)		Zone T (n=40)		p-valeur
		n	%	n	%	n	%	
Mon enfant éprouve des difficultés à l'école	<i>Non</i>	56	78,9	44	81,5	34	85	0,766
	<i>Oui</i>	15	21,16	10	18,5	6	15	

De nombreuses études se sont appliquées à démontrer que le niveau socio-économique des parents est un facteur qui conditionne la réussite scolaire des enfants. Mais il peut également être à l'origine de troubles de l'apprentissage ou de l'attention (Russel et al., 2015, Morgan et al., 2009, Buckingham et al. 2013, Thomson 2018), pouvant amener l'enfant à éprouver des difficultés à l'école. Ici, nous cherchons donc à déterminer si le niveau socio-économique des familles inscrites au projet (niveau de diplôme et catégorie d'emploi des parents, revenu mensuel net des ménages) a également une influence sur les difficultés scolaires des enfants.

Dans notre population d'étude, les enfants qui présentent des difficultés scolaires sont équitablement répartis entre nos zones d'études (p-valeur = 0,766).

Chaque variable socio-économique précédemment présentée est ici croisée avec la présence ou non de difficulté(s) scolaire(s) chez l'enfant, cela dans chacune des trois zones. Les mêmes tests statistiques permettant l'analyse des proportions sont appliqués (table de contingence et test de Chi-carré ou, à

défaut, test exact de Fisher ainsi qu'un test de proportion). Les résultats sont présentés selon les croisements effectués :

- Niveau de diplôme de la mère et déclaration de difficultés scolaires chez l'enfant

Zone			Niveau de diplôme de la mère			
			Secondaire inférieur	Secondaire supérieur	Universitaire court	Universitaire long
N	Difficultés scolaires	Non	0	4	20	19
		Oui	1	5	4	0
	Total			1	9	24
T	Difficultés scolaires	Non	1	2	9	21
		Oui	0	1	3	2
	Total			1	3	12
A	Difficultés scolaires	Non	2	3	18	33
		Oui	1	2	8	3
	Total			3	5	26

P-valeurs associées	
Zone N	<10⁻³
Zone T	0,463
Zone A	0,042

Il existe une association statistiquement significative entre le niveau de diplôme de la mère et les difficultés scolaires éprouvées par les enfants des zones N (p-valeur<10⁻³) et A (p-valeur=0,042). Plus précisément dans la zone N, il y a plus d'enfants en difficultés scolaires chez les mères présentant un diplôme de secondaire supérieur par rapport aux autres catégories de diplômes. En zone A, les mères possédant un diplôme du secondaire supérieur ou un diplôme universitaire court sont celles qui déclarent le plus fréquemment des troubles scolaires chez leurs enfants. Toute zone confondue, les mères avec les plus hauts niveaux de diplômes sont celles qui déclarent le moins fréquemment des difficultés scolaires chez leurs enfants.

- Niveau de diplôme du père et déclaration de difficultés scolaires chez l'enfant

Zone			Niveau de diplôme du père			
			Secondaire inférieur	Secondaire supérieur	Universitaire court	Universitaire long
N	Difficultés scolaires	Non	1	11	18	13
		Oui	1	8	1	0
	Total			2	19	19
T	Difficultés scolaires	Non	1	8	7	17
		Oui	0	3	2	1
	Total			1	11	9
A	Difficultés scolaires	Non	4	8	17	26
		Oui	1	8	2	2
	Total			5	16	19

P-valeurs associées	
Zone N	0,002
Zone T	0,352
Zone A	0,004

Il existe également des associations entre le niveau de diplôme du père et les difficultés scolaires des enfants chez les enfants des zones N et A. Dans la zone A, les pères qui possèdent des diplômes de secondaire supérieur sont ceux qui déclarent avoir le plus d'enfants en difficultés scolaires. Dans la zone N, il s'agit des pères possédant un diplôme du secondaire inférieur et supérieur. Encore une fois toute zone confondue, les pères avec les plus hauts niveaux de diplômes sont ceux qui déclarent le moins de difficultés scolaires chez leurs enfants.

- Catégorie d'emploi occupée par la mère et déclaration de difficultés scolaires chez l'enfant

Zone			Catégorie d'emploi de la mère				
			Employée	Indépendante	Ouvrière	Profession libérale	Sans emploi
N	Difficultés scolaires	Non	34	4	2	2	2
		Oui	7	1	0	0	2
	Total		41	5	2	2	4
T	Difficultés scolaires	Non	26	5		1	2
		Oui	5	1		0	0
	Total		31	6		1	2
A	Difficultés scolaires	Non	51	2			3
		Oui	6	1			8
	Total		57	3			11

P-valeurs associées	
Zone N	0,403
Zone T	0,902
Zone A	<10⁻³

Les catégories d'emploi de la mère ont une influence sur la fréquence de déclarations des difficultés scolaires chez les enfants en zone A (p-value <10⁻³). En particulier, les mères sans emploi sont celles dont les enfants semblent éprouver le plus de difficultés à l'école.

- Catégorie d'emploi du père et déclaration de difficultés scolaires chez l'enfant

Zone			Catégorie d'emploi du père			
			Employé	Indépendant	Ouvrier	Profession libérale
N	Difficultés scolaires	Non	36	2	3	3
		Oui	4	1	5	0
	Total		40	3	8	3
T	Difficultés scolaires	Non	22	8	2	2
		Oui	2	2	2	0
	Total		24	10	4	2
A		Non	45	7	4	0

Difficultés scolaires		Oui					
	Oui	3	2	5	1	4	
	Total	48	9	9	1	4	

P-valeurs associées	
Zone N	0,004
Zone T	0,156
Zone A	<10⁻³

Les catégories d'emploi des pères ont une influence sur la déclaration des difficultés scolaires des enfants des zones N (p-valeur = 0,04) et A (p-valeur < 10⁻³). Dans ces zones, les ouvriers sont ceux dont les enfants semblent éprouver le plus de difficultés à l'école.

- Revenu mensuel net des ménages et déclarations de difficultés scolaires chez l'enfant

Zone			Revenu mensuel net des ménages (en euros)				
			< 1999	2000 à 2999	3000 à 3999	4000 à 4999	> 5000
N	Difficultés scolaires	Non	1	5	4	32	
		Oui	0	0	0	4	
	Total		1	5	4	36	
T	Difficultés scolaires	Non	2	3	3	15	
		Oui	0	0	2	4	0
	Total		2	3	5	8	15
A	Difficultés scolaires	Non	1	9	9	9	24
		Oui	1	5	3	3	3
	Total		2	14	12	12	27

P-valeurs associées	
Zone N	0,749
Zone T	0,022
Zone A	0,357

Le niveau de revenu mensuel n'apparaît pas comme une variable influençant sur les difficultés scolaires des enfants de notre étude dans les zones contaminées (zones N ou A). Dans la zone témoin, il existe bien une association entre niveau de revenu mensuel net des ménages et difficultés scolaires (p-valeur = 0,022) éprouvées par les enfants mais le faible effectif ne permet pas de distinguer les différences entre les catégories de revenu.

Les données analysées ici font écho aux informations observées régulièrement dans la littérature. Au sein des familles de catégories socio-économiques les plus relevées, les déclarations de difficultés scolaires chez les enfants sont généralement les plus faibles. Il paraît difficile de faire des hypothèses sur les explications de ces observations dans notre étude mais la littérature décrit plusieurs raisons, dont un accès plus aisé à l'information, davantage de moyen financier ce qui permet d'envoyer ses enfants dans des écoles plus réputées et disposant de meilleurs moyens et méthodes d'apprentissage, ou des parents avec des diplômes plus hauts ce qui favorise le transfert des connaissances vers l'enfant (Muijs et al, 2009, Brown et al, 2016, Bergen et al., 2016, Clotfelter et al. 2006). Néanmoins, compte

tenu des effectifs faibles et du niveau socio-économique globalement élevé dans notre population d'étude, il est difficile de constater des associations entre les difficultés scolaires des enfants et les familles dont les niveaux socio-économiques sont les plus faibles. De manière générale, le niveau de diplôme des parents ainsi que les catégories d'emploi occupées nous apportent quelques renseignements sur les liens avec la problématique scolaire étudiée ici. Les parents avec des diplômes de niveaux inférieurs à ceux du cycle universitaire long ainsi que les parents sans emploi ou ouvriers sont ceux qui déclarent le plus fréquemment que leurs enfants éprouvent des difficultés scolaires dans notre étude. Comme vu précédemment, la zone A est celle qui présente le plus de disparités économiques et c'est également celle qui permet d'associer le plus de facteurs explicatifs aux difficultés scolaires des enfants. Dans cette zone, les diplômes du secondaire supérieur ainsi que le statut de mère sans emploi ou le statut de père ouvrier sont des facteurs associés avec la fréquence de déclarations de difficultés scolaires chez les enfants. En zone N, ces facteurs se limitent au niveau de diplôme des parents et au statut d'emploi du père.

III.2.2.6 Synthèse

La population d'étude se constitue de deux groupes exposés de taille équivalente et d'un groupe témoin légèrement moins nombreux. Les filles et les garçons sont représentés de manière homogène au sein des trois zones d'étude. Il existe des disparités économiques notamment visibles dans la zone N qui présente un revenu mensuel net par ménage plus important que dans les deux autres zones, certainement influencé par sa situation géographique. A contrario, la zone A est celle qui présente le plus d'inégalités socio-économiques. La zone A est également la zone qui compte le plus de logements anciens alors que les zones N et T présentent davantage de logements récents. Parmi les facteurs d'exposition non liés au site, la zone N est la zone qui compte le plus de fumeur. Zone a priori plus rurale, c'est également dans celle-ci que l'on compte le plus de potager et la plus importante consommation de légumes autoproduits. Enfin, c'est également dans cette zone que le nettoyage de l'habitat intérieur est le plus fréquent.

III.3 Présentation et analyse des biomarqueurs d'exposition par zone d'étude

Dans les sections qui suivent, chaque biomarqueur fait l'objet d'une analyse spécifique selon la zone d'étude :

- (i) Des imprégnations par zone d'étude (avec la présentation des moyennes arithmétiques et géométriques, des valeurs minimum et maximum de la distribution, des médianes et 1^{er} – 3^{ème} quartiles ainsi que du percentile 95) ;
- (ii) Des analyses univariées permettant de mettre en évidence les variables associées de manière significatives aux imprégnations qu'elles soient (1) issues des questionnaires (2) ou liées à la qualité des sols.
- (iii) Des analyses multivariées (Pb et As uniquement).

Pour chaque zone, les fréquences de dépassement des VR retenues dans la section II.1.4 sont calculées afin d'obtenir un estimateur de la surexposition de notre population par rapport aux imprégnations issues d'une population générale.

III.3.1 Analyse des imprégnations en antimoine urinaires brutes

i. *Distribution des imprégnations en antimoine au sein des trois zones d'étude*

Table 14 : Distribution des niveaux d'imprégnation à l'antimoine (en µg/L) en fonction des zones d'étude

ANTIMOINE	Zone A (N = 71)	Zone N (N = 60)	Zone T (N = 41)	p-valeur zone contaminée – zones témoin
Moyenne arithmétique	0,072	0,063	0,251	<10⁻³
Moyenne géométrique	0,046	0,050	0,142	
Min - Max	0,005 – 0,268	0,005 – 0,207	0,018 – 3,456	
Médiane	0,043	0,060	0,147	
P25 – P75	0,023 – 0,105	0,042 – 0,06	0,100 – 0,209	
Percentile 95	0,220	0,116	0,530	
Dépassement VR (0,19 µg/L) en %	11%	2%	32%	

On constate des différences d'imprégnation significatives entre les populations des trois zones d'étude. Plus précisément, des valeurs d'imprégnation plus élevées sont constatées chez les enfants de la zone T en comparaison des imprégnations relevées chez les enfants des zones A et N (p-valeur < 10⁻³). Les médianes et percentiles relevées dans cette zone sont près de 2 à 3 fois supérieures à celles des deux autres zones. La zone T comptabilise également le plus grand nombre d'enfants dépassant la VR de l'antimoine (0,19 µg/L).

ii. *Influence des variables issues du questionnaire*

Bien que l'antimoine soit un polluant pouvant se retrouver dans la chaîne alimentaire, il n'existe pas d'association statistiquement significative entre les imprégnations à l'antimoine chez les enfants de la zone T et la fréquence de consommation des aliments sondés dans le questionnaire (céréales, légumes, viandes, sodas, dessert, poisson,...)

L'exposition au tabagisme passif qui est connu pour être un facteur de risque d'exposition à d'autres polluants, n'est également pas associé à des imprégnations plus élevées en antimoine dans cette zone.

Aucune variable du questionnaire n'a pu être associée aux concentrations en Sb urinaire et rien ne permet d'expliquer, pour le moment, la surimprégnation observée chez les enfants de la zone T (voir table 15).

Table 15 : Niveaux d'imprégnation en antimoine ($\mu\text{g/L}$) en fonction des variables du questionnaire.

		Echantillon total			Zone A			Zone N			Zone T		
		n	Médiane (p25-p75)	p-valeur	n	Médiane (p25-p75)	p-valeur	n	Médiane (p25-p75)	p-valeur	n	Médiane (p25-p75)	p-valeur
Genre	<i>Féminin</i>	76	0,06 (0,03-0,12)	0,966	34	0,05 (0,02-0,11)	0,867	26	0,06 (0,05-0,09)	0,109	16	0,15 (0,09-0,18)	0,606
	<i>Masculin</i>	96	0,06 (0,04-0,13)		37	0,04 (0,03-0,1)		34	0,05 (0,04-0,08)		25	0,15 (0,1-0,21)	
Exposition tabagisme passif	<i>Non</i>	152	0,06 (0,03-0,12)	0,187	67	0,04 (0,02-0,1)	0,364	47	0,05 (0,04-0,08)	0,154	38	0,15 (0,09-0,21)	0,213
	<i>Oui</i>	20	0,07 (0,06-0,13)		4	0,11 (0,03-0,19)		13	0,07 (0,06-0,09)		3	0,22 (0,15-0,28)	
Quantité de légumes consommée	<i>1 ou 2 portions par jour</i>	123	0,06 (0,03-0,11)	0,056	55	0,04 (0,02-0,11)	0,901	42	0,06 (0,04-0,08)	0,092	26	0,14 (0,09-0,21)	0,435
	<i>3 ou 4 portions par jour</i>	44	0,09 (0,04-0,16)		16	0,04 (0,03-0,13)		15	0,08 (0,04-0,11)		13	0,16 (0,12-0,21)	
Consommation récente de légumes	<i>Aucune</i>	5	0,03 (0,03-0,12)	0,26	2	0,08 (0,03-0,12)	0,435	2	0,02 (0,01-0,03)	0,142	1	0,15 (0,15-0,15)	0,715
	<i>Trois derniers jours</i>	47	0,06 (0,02-0,09)		20	0,03 (0,02-0,07)		19	0,06 (0,05-0,08)		8	0,14 (0,08-0,18)	
	<i>Dernières 24h</i>	116	0,07 (0,04-0,14)		49	0,04 (0,03-0,11)		36	0,06 (0,04-0,09)		31	0,16 (0,1-0,22)	
Consommation habituelle de légumes	<i>Moins d'1x/semaine</i>	2	0,03 (0,02-0,04)	0,112	1	0,04 (0,04-0,04)	0,514	1	0,02 (0,02-0,02)	0,024	0	-	-
	<i>1x/semaine</i>	13	0,05 (0,03-0,06)		5	0,06 (0,05-0,19)		8	0,05 (0,02-0,05)		0	-	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	154	0,07 (0,04-0,13)		65	0,04 (0,02-0,1)		49	0,07 (0,04-0,09)		40	0,15 (0,1-0,21)	
Consommation récente de poisson	<i>Aucune</i>	97	0,07 (0,04-0,15)	0,656	50	0,05 (0,03-0,15)	0,059	26	0,06 (0,04-0,09)	0,757	21	0,17 (0,1-0,21)	0,323
	<i>Trois derniers jours</i>	41	0,06 (0,04-0,11)		12	0,04 (0,02-0,06)		18	0,06 (0,04-0,08)		11	0,13 (0,1-0,22)	
	<i>Dernières 24h</i>	23	0,06 (0,03-0,12)		5	0,02 (0,02-0,03)		11	0,06 (0,04-0,12)		7	0,11 (0,09-0,15)	
Consommation habituelle de poisson	<i>Moins d'1x/semaine</i>	82	0,06 (0,03-0,15)	0,985	35	0,04 (0,02-0,15)	0,871	27	0,06 (0,04-0,09)	0,675	20	0,16 (0,1-0,21)	0,31
	<i>1x/semaine</i>	71	0,07 (0,04-0,12)		30	0,04 (0,02-0,09)		25	0,07 (0,04-0,09)		16	0,15 (0,11-0,21)	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	8	0,08 (0,05-0,1)		2	0,06 (0,02-0,1)		3	0,06 (0,04-0,06)		3	0,1 (0,09-0,1)	
Consommation récente de céréales	<i>Aucune</i>	48	0,07 (0,04-0,17)	0,059	19	0,04 (0,02-0,11)	0,985	15	0,05 (0,03-0,1)	0,19	14	0,18 (0,1-0,22)	0,5
	<i>Trois derniers jours</i>	58	0,08 (0,04-0,15)		20	0,04 (0,02-0,11)		19	0,08 (0,05-0,09)		19	0,15 (0,09-0,21)	
	<i>Dernières 24h</i>	60	0,05 (0,03-0,09)		32	0,04 (0,02-0,1)		23	0,05 (0,04-0,07)		5	0,11 (0,09-0,21)	
Consommation habituelle de céréales	<i>Moins d'1x/semaine</i>	46	0,06 (0,04-0,15)	0,52	19	0,04 (0,02-0,11)	0,996	16	0,05 (0,04-0,11)	0,936	11	0,15 (0,1-0,22)	0,429
	<i>1x/semaine</i>	30	0,07 (0,04-0,15)		8	0,04 (0,03-0,07)		13	0,07 (0,05-0,08)		9	0,17 (0,15-0,21)	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	92	0,06 (0,03-0,11)		44	0,04 (0,02-0,11)		29	0,06 (0,04-0,08)		19	0,12 (0,09-0,21)	

Consommation récente de dessert	<i>Aucune</i>	41	0,07 (0,04-0,09)	0,754	21	0,04 (0,02-0,09)	0,853	14	0,07 (0,04-0,09)	0,539	6	0,15 (0,13-0,19)	0,967
	<i>Trois derniers jours</i>	64	0,07 (0,04-0,13)		25	0,05 (0,02-0,1)		23	0,06 (0,05-0,09)		16	0,16 (0,1-0,2)	
	<i>Dernières 24h</i>	63	0,06 (0,03-0,15)		24	0,04 (0,03-0,11)		21	0,05 (0,03-0,07)		18	0,15 (0,08-0,21)	
Consommation habituelle de dessert	<i>Moins d'1x/semaine</i>	46	0,09 (0,04-0,16)	0,05	20	0,04 (0,02-0,13)	0,104	10	0,07 (0,04-0,09)	0,932	16	0,15 (0,1-0,21)	0,221
	<i>1x/semaine</i>	57	0,05 (0,03-0,09)		30	0,04 (0,02-0,06)		16	0,06 (0,05-0,08)		11	0,14 (0,08-0,16)	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	66	0,07 (0,04-0,16)		21	0,06 (0,04-0,19)		32	0,06 (0,04-0,08)		13	0,21 (0,11-0,25)	
Consommation récente de sodas	<i>Aucune</i>	74	0,06 (0,03-0,12)	0,087	34	0,04 (0,02-0,06)	0,131	23	0,06 (0,05-0,09)	0,307	17	0,14 (0,09-0,21)	0,895
	<i>Trois derniers jours</i>	52	0,05 (0,03-0,11)		23	0,05 (0,03-0,16)		22	0,05 (0,03-0,08)		7	0,16 (0,11-0,17)	
	<i>Dernières 24h</i>	42	0,09 (0,05-0,18)		14	0,07 (0,04-0,16)		12	0,07 (0,03-0,09)		16	0,17 (0,1-0,21)	
Consommation habituelle de sodas	<i>Moins d'1x/semaine</i>	102	0,06 (0,03-0,13)	0,286	43	0,04 (0,02-0,09)	0,087	29	0,06 (0,04-0,08)	0,24	30	0,14 (0,09-0,21)	0,286
	<i>1x/semaine</i>	40	0,05 (0,03-0,11)		17	0,04 (0,03-0,08)		17	0,05 (0,02-0,08)		6	0,19 (0,15-0,25)	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	27	0,09 (0,05-0,16)		11	0,11 (0,04-0,2)		12	0,07 (0,05-0,1)		4	0,18 (0,13-0,21)	
Source de l'eau de boisson	<i>Bouteille</i>	27	0,10 (0,05-0,16)	0,053	11	0,11 (0,04-0,16)	0,068	10	0,06 (0,04-0,08)	0,844	6	0,17 (0,15-0,21)	0,519
	<i>Robinet</i>	134	0,06 (0,03-0,11)		57	0,04 (0,02-0,06)		45	0,06 (0,04-0,08)		32	0,15 (0,09-0,21)	
Catégories de concentrations en antimoine dans les sols	<i>p25</i>	40	0,08 (0,04-0,15)	0,316	0	-	0,051	20	0,05 (0,04-0,08)	0,375	20	0,15 (0,08-0,18)	0,221
	<i>p25<X<p75</i>	78	0,07 (0,04-0,11)		21	0,04 (0,02-0,05)		37	0,06 (0,05-0,09)		20	0,18 (0,1-0,22)	
	<i>p75</i>	42	0,05 (0,03-0,15)		42	0,05 (0,03-0,15)		0	-		0	-	

iii. Influence des concentrations en antimoine dans les sols

Les zones d'étude présentent des différences vis-à-vis des teneurs en antimoine dans les sols. La zone A présente les plus fortes teneurs, 7 à 13 fois plus importantes que dans les deux autres zones (p -valeur $< 10^{-3}$), sans qu'il n'y ait toutefois de dépassement de VLH (426 mg/kg) et donc de risque potentiel sur la santé.

Plus de 65% des sols en zone A ont des teneurs en antimoine dépassant le 75ème percentile de l'ensemble du jeu de données. L'ensemble des sols de l'échantillon d'étude qui dépassent le 75ème percentile sont exclusivement localisés dans la zone A. Les zones N et T présentent majoritairement des sols se trouvant dans les catégories de concentrations inférieures au 25ème percentile ou comprises entre les 25ème et 75ème percentiles.

Malgré des teneurs en antimoine dans les sols nettement supérieures en zone A, les imprégnations sont les plus élevées dans la zone T (voir figure 5).

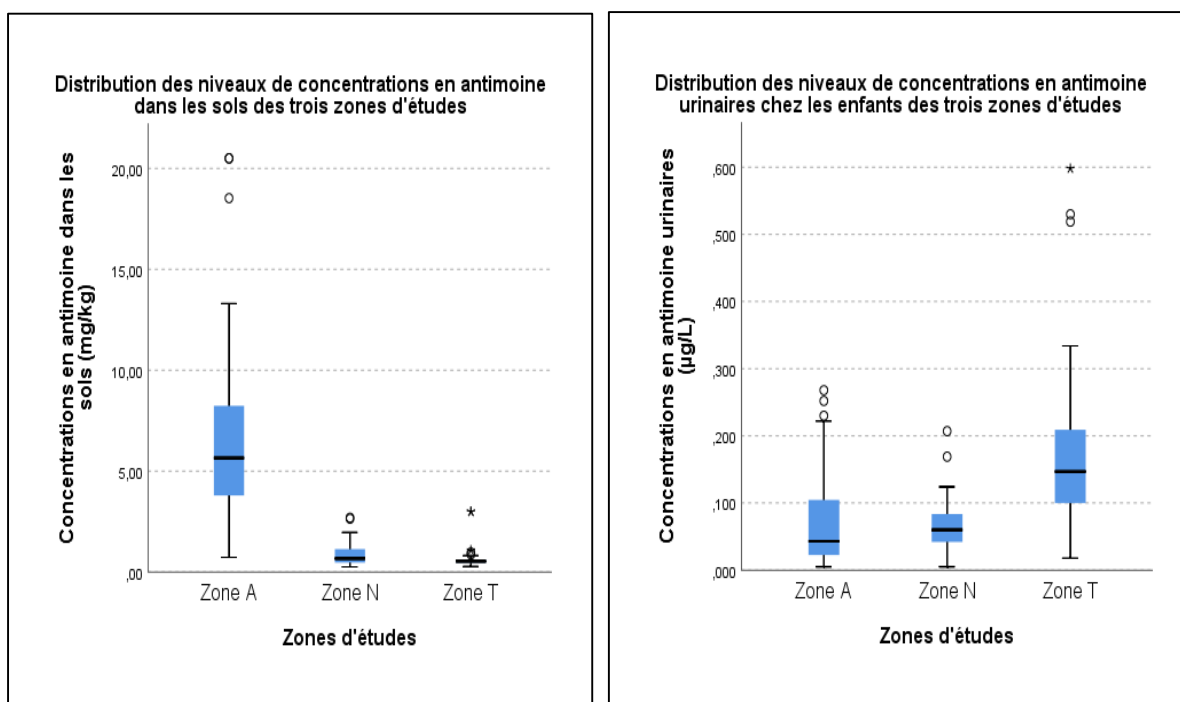


Figure 5 : Distribution des teneurs en antimoine dans les sols et des niveaux d'exposition biologique en fonction des zones d'étude

Compte tenu des concentrations en antimoine urinaires supérieures en zone T, où les sols présentent les contaminations les moins importantes, les imprégnations en antimoine dans l'échantillon total décroissent légèrement en fonction des catégories de concentrations en antimoine calculées (non significatif, voir figure 6). Le coefficient de corrélation de Spearman indique une faible corrélation négative entre les niveaux d'antimoine urinaires des enfants et les concentrations en antimoine dans les sols (corrélation de Spearman $\rho = -0,163$; p -valeur = 0,039).

Par zone, on observe :

- Dans la zone A, qui présente les plus hautes concentrations en antimoine dans les sols, une tendance entre les catégories de teneurs en antimoine dans les sols et les imprégnations (p -valeur = 0,051). Des imprégnations légèrement plus élevées sont mesurées chez les enfants résidants sur des sols plus contaminés. Les variations d'imprégnations observées par catégories semblent être surtout influencée par les valeurs très élevées (voir figure 6).
- Dans les zones N et T, les imprégnations sont également légèrement plus élevées sur des teneurs plus hautes dans les sols mais il n'y a pas de différences statistiquement significatives.

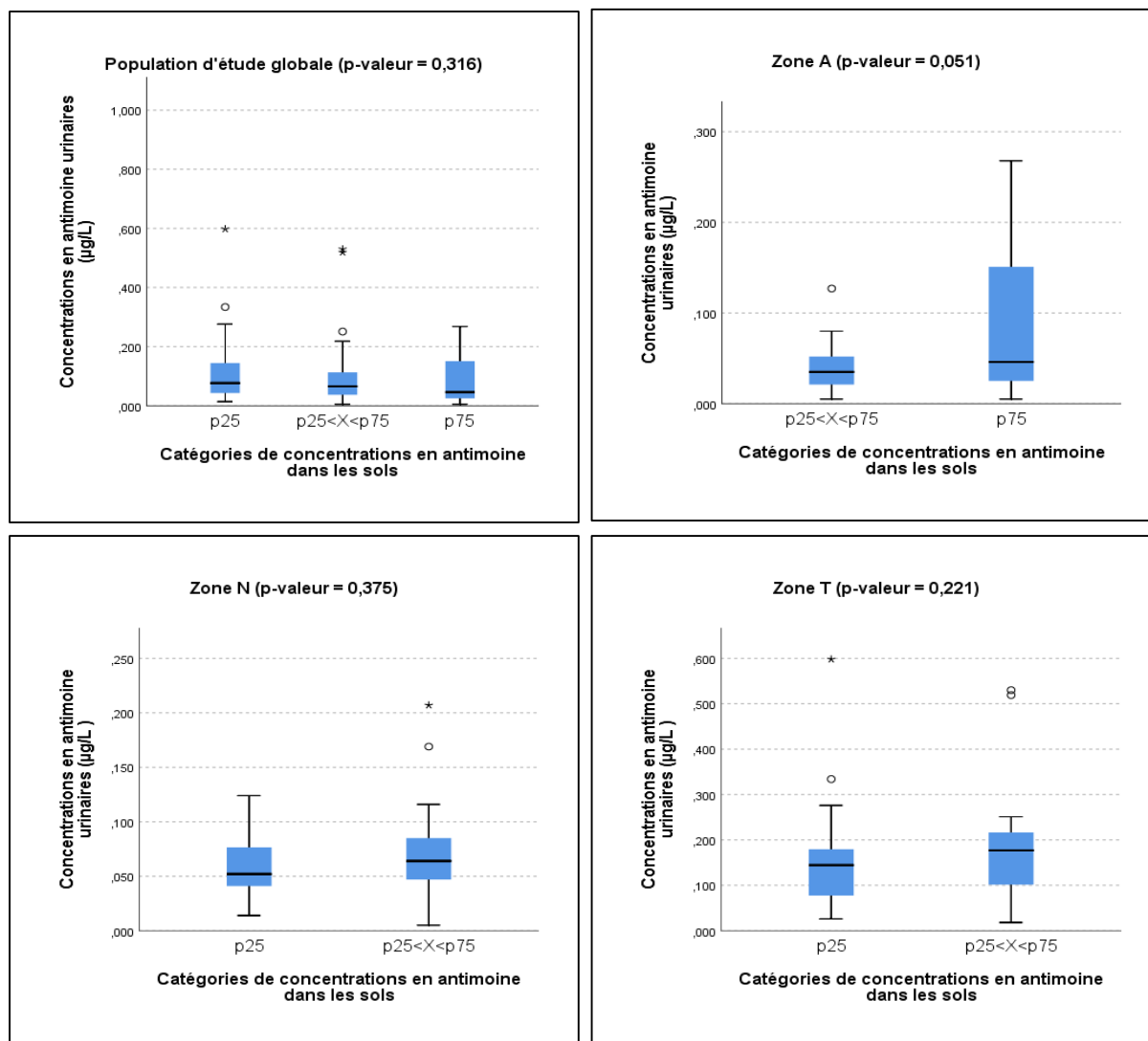


Figure 6 : Concentrations en antimoine urinaire en fonction des catégories de concentrations en antimoine dans les sols

iv. Recherche exploratoire concernant les résultats pour l'antimoine

Les concentrations urinaires importantes en antimoine dans la zone T restent encore inexpliquées malgré l'analyse des variables menée dans le cadre de ce projet.

Sur base de nos résultats, nous pouvons cependant conclure que les concentrations en antimoine mesurées dans les sols n'ont pas ou très peu d'influence sur les concentrations en antimoine urinaire, ce qui est également observé dans la littérature (Gebel et al., 1998).

L'alimentation, qui est généralement une source importante d'exposition aux métaux lourds, ne semble pas être un facteur influençant les niveaux d'imprégnation en antimoine dans notre population.

De façon générale, le questionnaire n'a pas permis de mettre en évidence une variable associée aux imprégnations élevées en zone T. Les dépassements importants constatés dans cette zone ont donc fait l'objet de recherches et discussions ultérieures avec différents experts toxicologues et gestionnaires publics. Parmi les pistes suspectées pour expliquer ces résultats, celles d'éventuelles contaminations intra-spécifiques (contamination des tubes de prélèvement urinaire et/ ou des lots pour l'analyse, contamination au sein d'une ou plusieurs mêmes écoles, contamination au sein des fratries) ont fait l'objet d'évaluations plus approfondies. Ces ré-analyses n'ont pas permis d'expliquer la plus grande fréquence des concentrations en Sb urinaire chez les participants de la zone T (zone de Jodoigne).

Les échantillons d'urine présentant des concentrations élevées étaient uniformément répartis dans les lots envoyés au laboratoire d'analyse, qui exerce un certain nombre de contrôle répondant à des exigences de qualité.

Il n'y a pas de différence entre les concentrations brutes urinaires mesurées en antimoine et l'établissement scolaire auquel appartient l'enfant. Les enfants dépassant la VR de l'antimoine sont uniformément répartis sur trois écoles différentes, excluant la possibilité d'une source de contamination propre aux établissements scolaires. De même, les fratries recrutées sur Jodoigne ne permettent pas d'expliquer les valeurs élevées interprétables par la présence d'une source domestique (par exemple mobilier avec textile pouvant contenir des retardateurs de flammes).

L'hypothèse d'une éventuelle problématique environnementale issue du contexte géographique a également été soulevée amenant à s'interroger sur la problématique de l'eau de consommation (Tao et al. 2013). L'antimoine est un polluant surveillé par la Société Wallonne de Distribution des Eaux et fait donc l'objet de contrôle régulier. Les données publiques de qualité des eaux de consommation destinées aux habitants de la zone de Jodoigne révèlent que les niveaux d'antimoine mesurés au puit de distribution sont inférieurs aux limites de quantification dans l'eau ($1\mu\text{g/L}$) et donc à la « valeur paramétrique » de $5\mu\text{g/L}$ dont le dépassement indiquerait une contamination. De surcroît, l'analyse concernant la source de consommation de l'eau de boisson réalisé dans le cadre de cette étude ne montre pas d'association entre la consommation d'une eau du robinet ou d'une eau en bouteille sur les niveaux d'antimoine urinaire.

Identifier une cause environnementale pouvant expliquer les hauts niveaux d'imprégnations urinaires spécifiquement observés dans cette zone reste difficile.

À défaut de disposer d'informations permettant d'expliquer les niveaux d'antimoine urinaire en zone T, il peut être intéressant de s'interroger sur la toxicité et les dangers associés à l'exposition à l'antimoine. Là encore, les données sur l'exposition chronique et la toxicité du Sb à des niveaux environnementaux sont moindres et la littérature fait surtout état d'effets sanitaires dans des contextes professionnels.

A des niveaux d'exposition environnementaux, la toxicité de l'antimoine est dépendante de sa forme chimique (formes tri- ou pentavalentes). Le trioxyde d'antimoine est considéré comme cancérigène probable par l'IARC. L'antimoine est également un métallo-estrogène et mime donc les effets des estrogènes, ce qui en fait un perturbateur endocrinien.

En contexte professionnel (manufacture de produits contenant de l'antimoine), des expositions très élevées à l'antimoine (5000-18200 µg/L dans l'urine) ont pu être associées à des effets sur la reproduction (troubles de la grossesse, dérèglement du cycle menstruel...), sur le développement des fœtus, ainsi que sur le système immunitaire (Belyaeva 1967, Kim et al. 1999).

Des études « cas-témoins » ont également recherché les liens éventuels entre les niveaux en antimoine urinaires chez les enfants et les troubles autistiques. Les niveaux urinaires mesurés dans ces études étaient supérieurs à ceux de notre population et ne montraient pas nécessairement d'associations significatives avec des troubles autistiques (Adams et al. 2013, Blaurock-Busch et al. 2011). Compte tenu des niveaux de concentration en antimoine urinaire plus faibles, il semble donc raisonnable d'affirmer que les risques associés au développement potentiel d'effets cognitifs chez les enfants BIOSOL sont relativement limités.

Toutefois, les risques de développement d'autres maladies associés à une exposition chronique à l'antimoine chez les enfants ne peuvent actuellement être écartés et devraient faire l'objet de futures études spécialisées dans le domaine.

v. *Synthèse*

Les concentrations en antimoine urinaire des participants sont plus importantes chez les participants de la zone T que chez les participants des zones A et N. La valeur de référence retenue pour l'antimoine est dépassée chez 32% des participants de la zone T. Aucun facteur permettant d'expliquer ces variations d'imprégnations n'a pu être mis en évidence par l'analyse des données du questionnaire. L'impact du sol sur les imprégnations en antimoine semble également limité, car des imprégnations plus élevées sont relevées sur des sols présentant des teneurs en antimoine plus faibles. Une association presque significative entre les concentrations en Sb urinaire et les teneurs dans les sols est observée dans la zone A.

III.3.2 Analyse des imprégnations en Arsenic total et Asi + MMA + DMA urinaires brutes

i. *Distribution des imprégnations en arsenic total au sein des trois zones d'étude*

Table 16 : Distribution des niveaux d'imprégnation en arsenic total (en µg/L) en fonction des zones d'étude

Arsenic total	Zone A (N = 71)	Zone N (N = 60)	Zone T (N = 41)	p-valeur zones contaminées – zone témoin
Moyenne arithmétique	14,006	44,548	22,084	<10⁻³
Moyenne géométrique	8.171	21,459	11,978	
Min - Max	0,954 – 161,857	1,745 – 415,890	1,832 – 93,105	
Médiane	7,420	24,873	12,788	
P25 – P75	4,479 – 13,898	8,955 – 46,456	4,731 – 25,292	
Percentile 95	43,489	163,090	85,099	
Dépassement VR (110 µg/L)	1%	8%	-	

Il existe des différences d'imprégnations entre les participants des différentes zones d'étude : l'arsenicurie totale est plus importante chez les enfants de la zone N en comparaison à ceux de la zone A (p-valeur <10⁻³) et ceux de la zone témoin T (p-valeur = 0,025). Les moyennes géométriques et médianes sont environ 2 à 3 fois plus importantes dans cette zone que dans les deux autres. Les concentrations les plus hautes relevées dans la zone N (>p90) dépassent la VR du BMH-WAL2. Cela concerne 8% des enfants de la zone N et représente presque l'entièreté des dépassements constatés dans l'échantillon total.

La consommation de poisson, plus fréquente dans la zone N que dans les autres zones (voir section III.2.2.1) est souvent considérée comme un facteur confondant pour l'imprégnations à l'arsenic, vu les teneurs élevées en As fréquemment mesurées dans cet aliment. C'est pourquoi, lors des analyses des concentrations en arsenic urinaires, une distinction est faite entre les individus qui ont consommé du poisson les jours précédant le prélèvement urinaire de ceux qui n'en n'ont pas consommé, via un ajustement. Les VR établies dans le cadre de l'étude BMH font également cette distinction pour l'arsenic total.

Après ajustement à la consommation de poisson, les résultats présentés dans le tableau sont obtenus (table 17).

Après ajustement à la consommation de poisson, la zone N présente encore les plus fortes imprégnations en arsenic total. Les moyennes géométriques et médianes des concentrations en arsenic urinaires sont près de deux fois supérieures à celles des zones A et T. Les dépassements de la VR (établie à 26 µg/L sans consommation récente de poisson) atteignent les 31% dans cette zone alors qu'ils sont de 6% en zone A et de 5% en zone T. Cela correspond à l'ensemble des enfants qui présentent des concentrations en arsenic urinaire supérieures au 75eme percentile dans la zone N.

Table 17 : Distribution des niveaux d'imprégnation en arsenic total (en µg/L) après ajustement à la consommation de poisson en fonction des zones d'étude

Arsenic total	Zone A (n=50)	Zone N (n=26)	Zone T (n=21)	p-valeur zones contaminées – zone témoin
Moyenne arithmétique	10,87	26,64	9,61	0,007
Moyenne géométrique	7,27	15,23	7,05	
Min - Max	0,95 – 100,55	1,75 - 161,77	1,83 - 34,33	
Médiane	6,58	14,14	5,32	
P25 – P75	4,43 - 12,03	7,98 - 28,85	3,39 - 13,66	
Percentile 95	25,21	74,11	19,53	
Dépassement VR en % Sans consommation de poisson (26 µg/L)	6%	31%	5%	

ii. *Distribution des imprégnations en Asi + MMA + DMA au sein des trois zones d'étude*

L'arsenic spécié urinaire (somme de l'arsenic inorganique (Asi) et de ses métabolites : l'acide monométhylarsonique (MMA) et l'acide diméthylarsinique (DMA)) représente le biomarqueur d'exposition des formes toxiques de l'arsenic (appelé aussi « Toxic Relevant Arsenic »). Ses statistiques descriptives par zone d'étude sont présentées dans la Table 18.

Table 18 : Distribution des niveaux d'imprégnation en Asi + MMA + DMA (en µg/L) en fonction des zones d'étude

Asi + MMA + DMA	Zone A (N = 71)	Zone N (N = 60)	Zone T (N = 41)	p-valeur zones contaminées – zone témoin
Moyenne arithmétique	5,69	15,333	7,26	0,003
Moyenne géométrique	4,68	7,496	5,89	
Min - Max	0,97 – 18,55	1,812 – 335,370	1,15 – 17,48	
Médiane	4,67	6,943	6,09	
P25 – P75	3,11 – 6,47	4,422 – 10,779	3,78 – 10,49	
Percentile 95	13,96	23,219	15,67	
Dépassement VR (11 µg/L) en %	8%	20%	22%	

Les concentrations en Asi + MMA + DMA restent les plus importantes dans la zone N (p-valeur < 10⁻³) en comparaison aux deux autres zones. La zone T présente également des imprégnations plus importantes que la zone A (p-valeur = 0,039). La différence d'imprégnation entre la zone N et la zone T est moins marquée avec l'arsenic spécié qu'avec l'arsenic total. Les dépassements de VR atteignent 20% dans les zones T, et N. Dans cette dernière, les imprégnations les plus extrêmes sont relevées. La zone A, quant à elle, ne présente que quelques cas de dépassement de la VR retenue.

Encore une fois, un ajustement a été réalisé sur l'arsenic spécié pour s'affranchir des effets liés à la consommation de poisson dans l'analyse des données. La table 19 présente les résultats obtenus.

Table 19 : Distribution des niveaux d'imprégnation en Asi + MMA + DMA (en µg/L) après ajustement à la consommation de poisson en fonction des zones d'étude

Asi + MMA + DMA	Zone A (n=50)	Zone N (n=26)	Zone T (n=21)	p-valeur zones contaminées – zone témoin
Moyenne arithmétique	5,30	6,55	5,60	
Moyenne géométrique	4,53	5,82	5,00	
Min - Max	0,97 – 15,83	1,81 – 12,61	2,25 – 13,70	
Médiane	4,67	6,01	5,15	0,112
P25 – P75	3,24 – 6,12	4,41 – 8,44	3,47 – 6,56	
Percentile 95	11,49	11,23	10,49	

Après ajustement, des diminutions supplémentaires des imprégnations en Asi + MMA + DMA peuvent être relevées dans les zones N et T. Même si les moyennes géométriques et médianes de la zone N restent supérieures, il n'y a plus de différences significatives entre les trois zones.

Comme les espèces de l'arsenic (Asi + MMA + DMA) sont considérées comme les plus problématiques pour la santé humaine, il a été choisi de focaliser la suite des analyses uniquement sur ces espèces et non plus sur l'arsenic total qui comprend également de l'arsenic organique, non toxique.

iii. Influence des variables issues du questionnaire sur les imprégnations en Asi + MMA + DMA

L'étude des variables du questionnaire et de leur influence sur les niveaux d'imprégnations à l'Asi + MMA + DMA sont présentés dans la table 20. Seules les variables les plus pertinentes sont présentées, en particulier celles liées aux comportements alimentaires, dans la mesure où ils représentent la principale source d'exposition à l'arsenic.

Dans l'échantillon total, les paramètres qui présentent des associations avec les arsenicuries des enfants sont la consommation récente et habituelle de poisson, la consommation récente et habituelle de riz, la consommation récente et habituelle de graines et la consommation récente de céréales. La source de l'eau de boisson, repris dans la littérature comme un facteur de risque d'exposition à l'arsenic, n'est pas associé à des arsenicuries plus élevées dans notre étude.

Table 20 : Niveaux d'imprégnation en Asi + MMA + DMA (en µg/L) en fonction des variables du questionnaire

		Echantillon total			Zone A			Zone N			Zone T		
		n	Médiane (p25 - p75)	p-valeur	n	Médiane (p25 - p75)	p-valeur	n	Médiane (p25 - p75)	p-valeur	n	Médiane (p25 - p75)	p-valeur
Genre	<i>Féminin</i>	76	5,62 (3,52-10,68)	0,563	34	4,27 (3,06-5,92)	0,501	26	8,38 (5,62-10,9)	0,201	16	7,79 (3,72-13,13)	0,307
	<i>Masculin</i>	96	5,44 (3,5-8,46)		37	4,97 (3,16-7,71)		34	6,48 (4,2-10,29)		25	5,74 (4,22-8,06)	
Consommation récente de poisson	<i>Aucune</i>	97	4,99 (3,5-6,72)	0,001	50	4,67 (3,19-6,15)	0,133	26	6,02 (4,4-8,63)	0,508	21	5,15 (3,47-6,56)	0,011
	<i>Trois derniers jours</i>	41	5,61 (3,36-10,35)		12	4,72 (3,02-8,04)		18	6,48 (3,64-10,23)		11	6,94 (3,67-13,79)	
	<i>Dernières 24h</i>	23	10,31 (6,91-14,77)		5	13,15 (10,28-14,77)		11	9,86 (4,45-11,11)		7	10,9 (7,8-16,4)	
Consommation habituelle de poisson	<i>Moins d'1x/semaine</i>	82	5,18 (3,47-6,91)	0,008	35	3,88 (2,84-5,21)	0,008	27	6,48 (4,43-10,68)	0,047	20	5,58 (3,63-6,93)	0,278
	<i>1x/semaine</i>	71	5,89 (3,66-10,46)		30	5,64 (3,49-10,48)		25	5,17 (3,66-9,06)		16	7,93 (4,04-14,06)	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	8	11,29 (6,19-14,77)		2	10,48 (6,19-14,77)		3	17,63 (13,09-22,18)		3	10,9 (4,22-11,29)	
Consommation récente de riz	<i>Aucune</i>	80	4,48 (2,99-7,71)	0,011	40	3,50 (2,85-5,21)	0,001	24	6,41 (4,4-10,46)	0,569	16	6,52 (3,94-13,21)	0,849
	<i>Trois derniers jours</i>	55	5,96 (4,29-10,34)		16	5,33 (3,91-8,22)		21	8,07 (4,73-10,79)		18	5,65 (3,78-8,46)	
	<i>Dernières 24h</i>	31	6,72 (4,67-10,26)		15	6,72 (4,9-10,26)		11	6,94 (3,9-11,11)		5	6,68 (5,74-8,9)	
Consommation habituelle de riz	<i>Moins d'1x/semaine</i>	51	4,43 (2,86-6,02)	0,004	26	3,88 (2,84-5,42)	0,043	18	4,94 (3,68-6,5)	0,029	7	5,15 (2,89-13,79)	0,862
	<i>1x/semaine</i>	90	6,62 (3,78-10,26)		32	4,39 (3,23-7,87)		32	8,38 (4,93-10,96)		26	6,80 (4,22-10,49)	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	27	5,28 (4,26-10,79)		13	4,94 (4,67-10,79)		8	5,28 (3,64-10,8)		6	5,51 (3,67-8,9)	
Consommation récente de céréales	<i>Aucune</i>	48	5,90 (3,3-8,51)	0,013	19	3,66 (2,86-5,8)	0,001	15	8,38 (6,94-10,34)	0,029	14	5,99 (2,89-10,9)	0,773
	<i>Trois derniers jours</i>	58	4,40 (3,3-6,91)		20	3,40 (2,77-4,47)		19	4,46 (3,68-6,62)		19	6,56 (3,78-11,29)	
	<i>Dernières 24h</i>	60	6,41 (4,8-10,49)		32	6,09 (4,73-10,24)		23	8,00 (4,53-11,33)		5	6,94 (5,28-8,9)	
Consommation habituelle de céréales	<i>Moins d'1x/semaine</i>	46	5,86 (3,47-8,06)	0,753	19	3,88 (2,86-5,8)	0,116	16	8,14 (6,71-10,24)	0,317	11	5,41 (3,47-8,06)	0,568
	<i>1x/semaine</i>	30	4,46 (3,3-10,68)		8	3,40 (2,93-3,51)		13	5,62 (4,4-10,77)		9	6,09 (3,78-8,46)	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	92	5,35 (3,9-10,23)		44	4,98 (3,34-9,56)		29	5,44 (3,9-10,46)		19	6,91 (4,42-10,9)	
Consommation récente de graines	<i>Aucune</i>	97	4,73 (3,07-7,76)	0,002	46	4,06 (2,9-5,67)	0,033	32	6,41 (3,64-10,68)	0,713	19	5,08 (3,08-7,8)	0,032
	<i>Trois derniers jours</i>	36	6,56 (4,59-9,88)		10	4,72 (3,3-8,93)		17	7,61 (5,44-10,34)		9	6,91 (5,74-8,9)	
	<i>Dernières 24h</i>	34	7,42 (4,48-11,11)		15	6,72 (4,48-10,48)		9	5,11 (4,08-11,04)		10	11,53 (6,68-13,7)	
	<i>Moins d'1x/semaine</i>	102	4,81 (3,16-7,8)	0,009	42	3,80 (2,9-5,21)	0,02	37	6,45 (3,94-10,46)	0,76	23	5,15 (3,47-8,46)	0,121
	<i>1x/semaine</i>	36	6,33 (4,18-10,4)		12	5,15 (3,15-7,54)		12	9,54 (4,49-10,4)		12	6,75 (4,47-12,01)	

Consommation habituelle de graines	<i>Plus d'1x/semaine</i>	31	6,82 (4,94-10,79)		17	6,72 (4,9-10,28)		9	6,03 (4,77-10,96)		5	10,49 (6,91-12,56)	
Source eau	<i>Bouteille</i>	27	6 (4,43-8,38)	0,531	11	5,8 (3,49-7,42)	0,373	10	5,28 (4,53-6,94)	0,476	6	8,29 (5,08-15,67)	0,356
	<i>Robinet</i>	134	5,44 (3,5-10,18)		57	4,67 (2,99-6,72)		45	6,78 (4,05-10,73)		32	5,99 (4-9,7)	
Catégories de concentrations en arsenic dans les sols	<i>p25</i>	42	6,23 (3,78-10,79)	0,706	4	5,31 (2,89-8,3)	0,103	0	-	0,398	38	6,62 (3,78-10,9)	-
	<i>p25<X<p75</i>	78	5,15 (3,52-10,22)		50	4,85 (3,3-7,42)		26	8,38 (4,2-10,96)		2		
	<i>p75</i>	40	5,81 (3,9-8,63)		9	3,19 (2,03-3,71)		31	6,56 (4,48-9,59)		0	-	
Dépassement de la norme du DS pour l'arsenic en usage III	<i>< 40 mg/kg</i>	121	5,42 (3,52-10,27)	0,785	53	4,81 (3,3-7,42)	0,082	28	8,38 (4,05-10,96)	0,479	40	6,32 (4-10,7)	-
	<i>≥ 40 mg/kg</i>	39	5,87 (3,9-7,89)		10	3,35 (2,03-5,92)		29	6,56 (4,71-9,54)		0	-	

Zone par zone, la consommation récente de poisson et de graines sont associées à des imprégnations en arsenic plus élevées chez les enfants de la zone T. La consommation récente de riz, de céréales et de graines ainsi que la consommation habituelle de poisson, de riz et de graines sont associées à des imprégnations en arsenic plus élevées chez les enfants de la zone A. Dans la zone N, la consommation récente de céréales ainsi que les consommations habituelles de poisson et de riz montrent des associations avec les niveaux d'arsenicuries des enfants mais pas de tendance particulière comme dans les deux autres zones.

On notera que pour l'appréciation des variations des niveaux d'imprégnations à l'arsenic en fonction des variables associées à l'alimentation, les consommations récentes semblent être plus intéressantes étant donné le temps de demi-vie relativement courts de l'arsenic dans l'organisme.

iv. Influence des concentrations en arsenic dans les sols sur les imprégnations en arsenic

Les concentrations en arsenic dans les sols échantillonnés diffèrent entre les zones A, N et T. La zone N présente les concentrations les plus élevées, 2 à 6 fois plus grandes que dans les zones A et T (p-valeur 10^{-3}). Les sols de la zone A présentent des teneurs en arsenic supérieures à ceux de la zone T (p-valeur = 0,002). Pour la zone N, la norme du Décret sols de 40 mg/kg pour l'usage résidentiel est dépassée pour plus de 50% des sols.

Malgré des teneurs en arsenic bien plus importantes dans les sols de la zone N, les imprégnations en Asi + MMA + DMA (dénommés TRA pour « Toxic Relevant Arsenic » dans les figures 7 et 8) chez les enfants de la zone ne sont que légèrement plus élevées (avant et après ajustement).

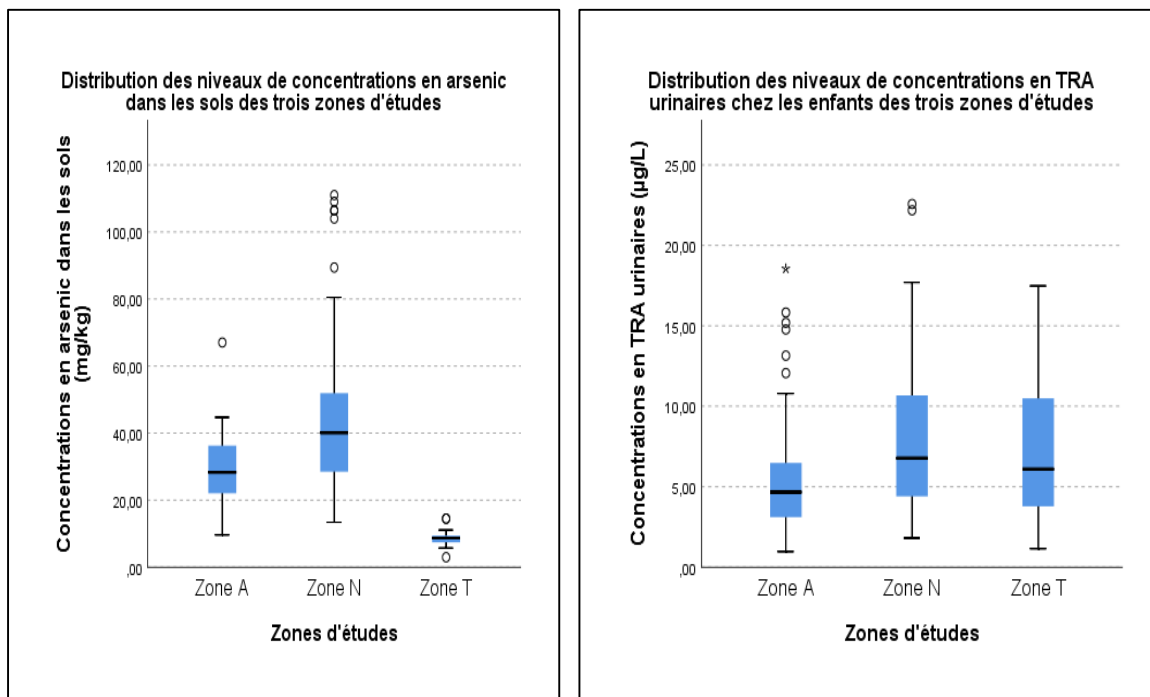


Figure 7 : Distribution des teneurs en arsenic dans les sols et des niveaux d'exposition en Asi + MMA + DMA en fonction des zones d'études

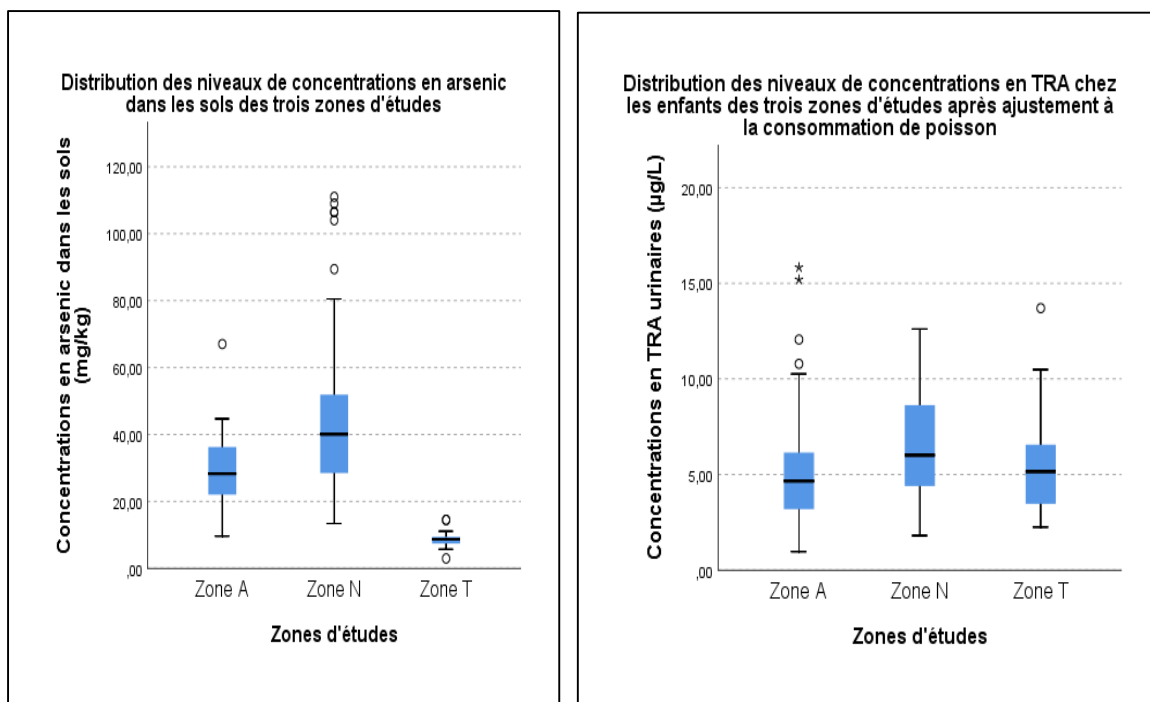


Figure 8 : Distribution des teneurs en arsenic dans les sols et des niveaux d'exposition en Asi + MMA + DMA après ajustement à la consommation de poisson en fonction des zones d'études

Les zones A et N présentent le plus grand nombre de sols dont les concentrations en arsenic sont supérieures au 75ème percentile (>39,7 mg/kg) (respectivement 12% et 54% des sols). On dénombre également 82% et 46% de sols dont les concentrations en arsenic sont comprises entre les 25ème et 75ème percentiles, respectivement pour les zones A et N. Les concentrations en arsenic mesurées dans les sols de la zone T sont largement inférieures à celles des deux autres zones. Sur les 32 sols échantillonnés en zone T, la quasi-totalité d'entre eux présentent des concentrations inférieures au 25ème percentile de l'ensemble du jeu de données.

Les arsenicuries ne sont pas différentes selon les concentrations en As dans les sols catégorisées par percentiles (p-valeur = 0,706) (voir figure 9). Dans la zone N, les enfants qui vivent sur des sols dont les teneurs en arsenic sont supérieures au 75ème percentile présentent des imprégnations médianes inférieures aux enfants qui vivent sur des sols compris entre le 25ème et 75ème percentiles. Une tendance similaire s'observe dans la zone A, où les arsenicuries des enfants sont plus faibles lorsqu'ils résident sur les sols les plus riches en arsenic. Les imprégnations des enfants de la zone T se situent dans les mêmes gammes de valeurs que chez les enfants des deux autres zones mais pour les concentrations les plus basses en arsenic dans les sols. Une catégorisation sur base du dépassement de la Valeur Seuil (VS) du Décret Sols ne met pas mieux en évidence un lien entre exposition et contamination des sols. Enfin, le coefficient de corrélation de Spearman calculé n'indique pas de corrélation entre les niveaux d'arsenicuries des enfants et les concentrations en arsenic dans les sols (corrélation de Spearman $\rho = 0,076$; p-valeur = 0,343).

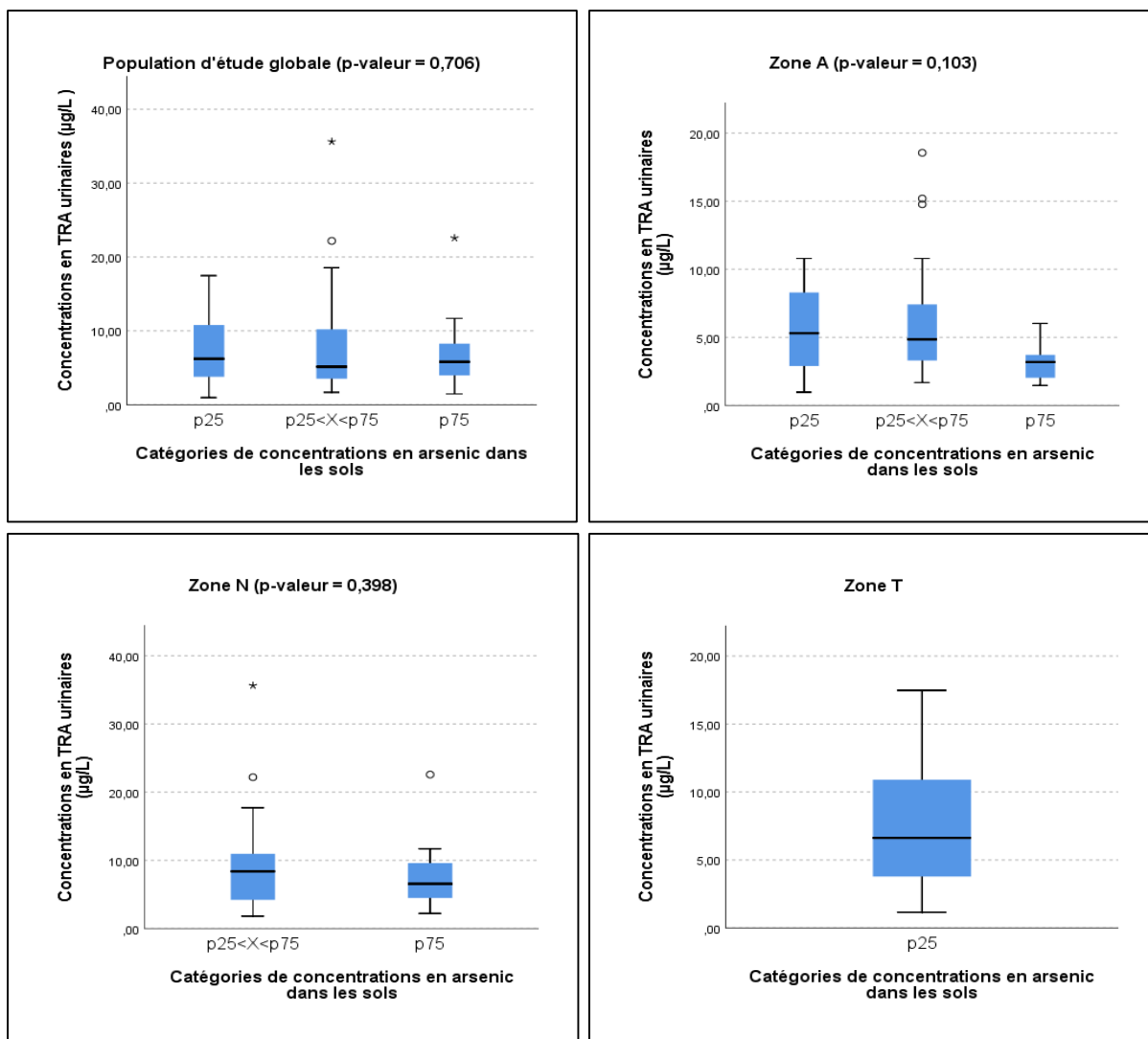


Figure 9 : Concentrations en Asi + MMA + DMA urinaire en fonction des catégories de concentrations en arsenic dans les sols

v. Analyse multivariée des déterminants d'imprégnation à l'arsenic

Un modèle de régression linéaire multiple a été calculé pour expliquer les déterminants influençant les niveaux d'imprégnation en arsenic urinaire chez les enfants de l'étude BIOSOL à partir des variables explicatives statistiquement significatives ($p < 0,05$) ou montrant une tendance ($p < 0,1$) dans l'analyse univariée.

Les variables retenues pour l'analyse multivariée de l'arsenic spécié ($As_i + DMA + MMA$) sont les concentrations en arsenic dans les sols, la consommation récente et habituelle de poisson, de riz, de céréales et de graines.

Modèle de régression linéaire multiple pour les sources d'exposition évalué dans l'étude BIOSOL prédisant la concentration du Asi + MMA + DMA ($\mu\text{g/L}$) des participants					
Variable	B	95% IC	β	t	p-valeur
Consommation récente de poisson	0,130	[0,074 – 0,186]	0,344	4,586	<10⁻³
Consommation récente de céréales	0,090	[0,039 – 0,141]	0,263	3,511	0,001
Consommation récente de graines	0,069	[0,019 – 0,119]	0,203	2,707	0,008

Note : $R^2 = 0,213$. $N = 142$. $P < .001$. IC = intervalle de confiance pour B.

Le modèle appliqué dans l'échantillon total explique plus de 21% de la variation du niveau d'arsenicurie observé chez les enfants, par les variables indépendantes testées : les consommations récentes de poisson, de céréales et de graines. Dans ce modèle l'ensemble des variables testées peuvent être considérées comme des facteurs prédictifs significatifs des arsenicuries mesurées chez les enfants (p-valeur < 0,05).

Ce même modèle a été appliqué aux trois zones. En zone N aucune variable n'est intégrée, tandis que dans les deux autres zones, ce sont bien les mêmes classes d'aliments qui contribuent aux variations d'imprégnations en Asi + MMA + DMA des enfants des zones respectives à hauteur de 40% environ.

vi. Synthèse

Pour l'arsenic total et spécié (Asi+MMA+DMA), la zone N est celle où les participants présentent les plus hauts niveaux d'imprégnation. Le poisson qui représente la source principale d'exposition à l'arsenic inorganique dans la littérature a un impact important sur les imprégnations des enfants de notre étude.

Un certain nombre de facteurs d'exposition sont associés à des niveaux d'imprégnations plus importants en Asi + MMA + DMA. Il s'agit surtout de variables associées à l'alimentation comme la consommation de poisson, de riz, de céréales et de graines. Ces variables contribuent à expliquer environ 21% de la variation des niveaux d'arsenicurie (Asi + MMA + DMA) observés chez les enfants de l'étude BIOSOL.

Les niveaux de contamination en arsenic dans les sols sont les plus élevés dans la zone N où plus de 50% des jardins échantillonnés dans le cadre de l'étude dépassent la norme du DS.

Les concentrations urinaires médianes en arsenic total (table 17 – statistiquement significatives) et en arsenic spécié (table 19 statistiquement non significatives) après ajustement à la consommation récente de poisson restent plus élevées en zone N, là où les sols présentent des contaminations plus importantes en arsenic. Attribuer cette surexposition aux sols reste cependant difficile car une exposition directe (ingestion de particules de sols et de poussières) plus importante à l'arsenic due aux sols naturellement plus contaminés ne se vérifie pas en comparant les arsenicuries aux niveaux de contamination des sols ou aux fréquences de dépassement de la norme légale. A noter qu'une meilleure hygiène des habitations (plus grande fréquence de passage de l'aspirateur et nettoyage humide) observée en zone N en comparaison aux autres zones contribuerait plutôt à réduire l'exposition directe à l'As.

Une exposition indirecte (consommation de fruits et légumes autoproduits) plus importante à l'arsenic inorganique, due à une contamination supposée plus importante des végétaux cultivés sur ces sols, conjuguée à une plus grande fréquence d'autoconsommation observée chez les enfants de cette zone, pourrait être à l'œuvre pour expliquer les légères surexpositions à l'arsenic inorganique. Toutefois, les arsénicuries spéciées plus élevées (ou les arsénicuries totales) ne sont pas associées avec cette variable du questionnaire.

Une consommation plus importante de poisson en zone N, antérieure à 3 jours (non quantifiée par le questionnaire), pourrait être en adéquation avec les concentrations urinaires relevées mais rien dans les questionnaires ne permet d'étayer ou de vérifier cette hypothèse d'interprétation.

L'ensemble des observations réalisées nous amène à conclure que l'exposition à l'arsenic dans notre population d'étude est principalement expliquée par des variables liées à l'alimentation (poissons, céréales etc.) avec un impact faible à limité de la qualité des sols. Les teneurs rencontrées sur l'ensemble des zones sont globalement inférieures aux 100 mg/kg admis dans la littérature, seuil à partir duquel, en règle générale, des surexpositions en As dues aux sols peuvent devenir mesurables à l'échelle d'une population. La mesure de la phytodisponibilité et de la bioaccessibilité orale de l'arsenic dans les sols prévus dans le projet BIOSOL devrait contribuer à identifier les caractéristiques influençant à la hausse et à la baisse les expositions.

III.3.3 Analyse des imprégnations en baryum urinaires brutes

i. Distribution des imprégnations en baryum au sein des trois zones d'étude

Table 21 : Distribution des niveaux d'imprégnation au baryum (en µg/L) en fonction des zones d'étude

BARYUM	Zone A (N = 71)	Zone N (N = 60)	Zone T (N = 41)	p-valeur zone contaminée – zone témoin
Moyenne arithmétique	3,129	3,068	2,574	
Moyenne géométrique	2,082	2,175	1,949	
Min - Max	0,284 – 31,056	0,255 – 19,435	0,243 – 8,108	0,846
Médiane	1,983	2,137	1,931	
P25 – P75	1,113 – 4,040	1,368 – 3,242	1,094 – 3,437	
Percentile 95	7,097	7,845	7,681	
Dépassement VR (14,17 µg/L) en %	1%	1%	-	

Les niveaux de concentrations en baryum urinaires des enfants des trois zones d'étude sont semblables (Table 21). Hormis quelques valeurs maximales pouvant dépasser la VR retenue pour l'étude, ces dernières ne concernent pas des enfants d'une zone en particulier mais des cas spécifiques pour lesquels il est difficile d'identifier les raisons de telles imprégnations.

ii. Influence des variables issues du questionnaire

Aucun facteur prépondérant d'exposition au baryum dans la population n'a été retrouvé au cours des analyses (ni dans l'échantillon total, ni entre les zones) (Table 22).

On remarque néanmoins que les imprégnations au baryum sont plus importantes chez les enfants exposés au tabagisme passif sans qu'il n'y ait d'association statistiquement significative.

Les fréquences de consommation de plusieurs catégories d'aliment ainsi que la source de l'eau de boisson, repris comme facteurs de risque d'exposition au baryum dans la littérature (Filol et al. 2022) ont été testés mais ne sont pas associées avec des risques de surexposition dans notre population d'étude.

Table 22 : Niveaux d'imprégnation au baryum (en µg/L) en fonction des variables du questionnaire

		Echantillon total			Zone A			Zone N			Zone T		
		n	Médiane (p25 - p75)	p-valeur	n	Médiane (p25 - p75)	p-valeur	n	Médiane (p25 - p75)	p-valeur	n	Médiane (p25 - p75)	p-valeur
Genre	<i>Féminin</i>	76	2,19 (1,38-3,83)	0,112	34	2,15 (1,31-4,44)	0,195	26	2,37 (1,35-3,22)	0,566	16	2 (1,75-3,8)	0,419
	<i>Masculin</i>	96	1,95 (1,09-3,42)		37	1,87 (0,95-3,49)		34	2,05 (1,37-3,3)		25	1,9 (1,09-2,72)	
Exposition tabagisme passif	<i>Non</i>	152	1,98 (1,18-3,38)	0,16	67	1,99 (1,12-4,26)	0,227	47	1,98 (1,28-2,91)	0,023	38	1,92 (1,09-2,8)	0,584
	<i>Oui</i>	20	2,76 (1,45-4,38)		4	1,14 (0,89-2,17)		13	3,19 (2,04-5,3)		3	3,55 (0,99-4,24)	
Consommation récente de poisson	<i>Aucune</i>	97	2 (1,13-4,24)	0,766	50	2,06 (1,13-4,44)	0,226	26	2,29 (1,41-4,43)	0,842	21	1,65 (1,05-2,8)	0,511
	<i>Trois derniers jours</i>	41	1,92 (1,28-3,19)		12	1,61 (0,87-2,04)		18	2,1 (1,28-3,41)		11	1,99 (1,82-4,9)	
	<i>Dernières 24h</i>	23	2,1 (1,35-2,91)		5	1,66 (1,11-3,03)		11	1,98 (1,35-2,45)		7	2,53 (2,07-3,44)	
Consommation habituelle de poisson	<i>Moins d'1x/semaine</i>	82	2 (1,29-3,94)	0,236	35	1,99 (1,22-4,14)	0,762	27	2,1 (1,37-3,88)	0,229	20	1,84 (1,05-3,9)	0,892
	<i>1x/semaine</i>	71	1,92 (1,11-3,44)		30	1,77 (1,05-4,26)		25	1,92 (1,28-3,19)		16	1,96 (1,07-3,46)	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	8	2,47 (2,2-3,22)		2	2,57 (2,12-3,03)		3	3,41 (2,29-19,44)		3	2,47 (2,07-2,48)	
Consommation récente de légumes	<i>Aucune</i>	5	1,47 (1,28-1,95)	0,517	2	1,71 (1,47-1,95)	0,684	2	1,78 (1,28-2,28)	0,757	1	1,21 (1,21-1,21)	0,012
	<i>Trois derniers jours</i>	47	1,96 (1,12-3,55)		20	2,11 (1,22-4,35)		19	2,06 (1,41-3,3)		8	0,87 (0,62-1,46)	
	<i>Dernières 24h</i>	116	2,06 (1,26-3,61)		49	1,87 (1,05-3,78)		36	2,14 (1,36-3,3)		31	2,47 (1,81-4,17)	
Consommation habituelle de légumes	<i>Moins d'1x/semaine</i>	2	5,46 (5,27-5,66)	0,166	1	5,27 (5,27-5,27)	0,341	1	5,66 (5,66-5,66)	0,357	0	-	-
	<i>1x/semaine</i>	13	2,06 (1,71-3,88)		5	4,26 (1,71-4,88)		8	1,99 (1,6-2,75)		0	-	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	154	1,99 (1,21-3,44)		65	1,96 (1,11-3,49)		49	2,18 (1,37-3,3)		40	1,96 (1,09-3,46)	
Consommation récente de graines	<i>Aucune</i>	97	1,96 (1,24-3,49)	0,622	46	1,95 (1,31-3,78)	0,805	32	2,08 (1,32-3,46)	0,894	19	1,86 (0,72-3,44)	0,158
	<i>Trois derniers jours</i>	36	2,47 (1,6-3,35)		10	2,35 (0,8-3,28)		17	2,45 (1,54-3,3)		9	2,69 (1,93-4,24)	
	<i>Dernières 24h</i>	34	2 (1,11-4,9)		15	2 (0,94-6,17)		9	2,41 (1,55-2,91)		10	1,9 (1,44-3,48)	
Consommation habituelle de graines	<i>Moins d'1x/semaine</i>	102	1,99 (1,15-3,44)	0,407	42	1,96 (1,31-3,78)	0,615	37	2,1 (1,37-3,19)	0,576	23	1,86 (0,9-2,8)	0,126
	<i>1x/semaine</i>	36	2,46 (1,5-4,57)		12	2,86 (1,55-4,51)		12	1,82 (1,32-3,32)		12	2,6 (1,82-4,99)	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	31	2 (1,05-3,48)		17	1,22 (0,94-5,53)		9	2,91 (1,72-3,3)		5	1,93 (1,81-2,69)	
Consommation récente de lait	<i>Aucune</i>	11	2,52 (0,94-5,09)	0,615	7	3,36 (0,45-5,09)	0,51	4	2,49 (2,37-3,91)	0,469	0	-	0,026
	<i>Trois derniers jours</i>	38	1,82 (1,29-2,97)		11	2,19 (1,46-4,88)		18	1,82 (1,37-3,03)		9	1,09 (0,9-2,07)	
	<i>Dernières 24h</i>	120	1,99 (1,22-3,64)		53	1,95 (1,07-3,49)		36	2,14 (1,35-3,57)		31	2,02 (1,65-4,17)	

Consommation habituelle de lait	<i>Moins d'1x/semaine</i>	3	0,28 (0,26-3,36)	0,254	2	1,82 (0,28-3,36)	0,766	1	0,26 (0,26-0,26)	0,09	0	-	0,697
	<i>1x/semaine</i>	13	2,46 (1,31-4,88)		6	2,54 (0,94-4,88)		5	2,46 (2,45-5,3)		2	1,81 (0,9-2,72)	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	153	1,99 (1,28-3,48)		63	1,98 (1,12-4,14)		52	2,08 (1,36-3,26)		38	1,96 (1,09-3,48)	
Source eau	<i>Bouteille</i>	27	2,12 (1,07-4,43)	0,745	11	2,12 (1,05-5,61)	0,659	10	2,05 (1,37-4,43)	0,879	6	2,68 (0,72-3,55)	0,984
	<i>Robinet</i>	134	2,01 (1,28-3,48)		57	1,98 (1,13-3,94)		45	2,1 (1,41-3,22)		32	1,95 (1,09-2,76)	
Catégories de concentrations en baryum dans les sols	<i>p25</i>	40	1,84 (1-2,69)	0,030	0	-	0,511	15	1,93 (1,15-2,91)	0,238	25	1,82 (0,99-2,48)	0,114
	<i>p25<X<p75</i>	77	2,46 (1,64-3,94)		28	2,46 (1,39-4,2)		36	2,45 (1,6-3,8)		13	2,53 (1,82-3,55)	
	<i>p75</i>	43	1,87 (0,94-3,49)		35	1,95 (1-3,49)		6	1,11 (0,79-3,3)		2		

iii. Influence des concentrations en baryum dans les sols

Les concentrations en baryum dans les sols diffèrent d'une zone à l'autre. Elles sont plus importantes dans la zone N que dans la zone T (p-valeur = 0,004) et plus importantes dans la zone A que dans les zones N et T (p-valeur < 10⁻³). Les concentrations moyennes sont près de 2 fois plus hautes que dans la zone N et de 3 à 4,5 fois plus que dans la zone T. Il n'y a pas de dépassements de VLH observés (5000 mg/kg).

La zone A est la zone qui présente les plus fortes concentrations en baryum dans les sols avec une majorité de sols supérieurs au 75eme percentile (55%) ou compris entre les 25eme et 75eme percentiles (45%). Les zones N et T présentent des sols avec des concentrations globalement plus basses.

Malgré des différences de concentrations en baryum dans les sols, les imprégnations des enfants ne montrent pas de différences particulières entre les trois zones (voir figure 10).

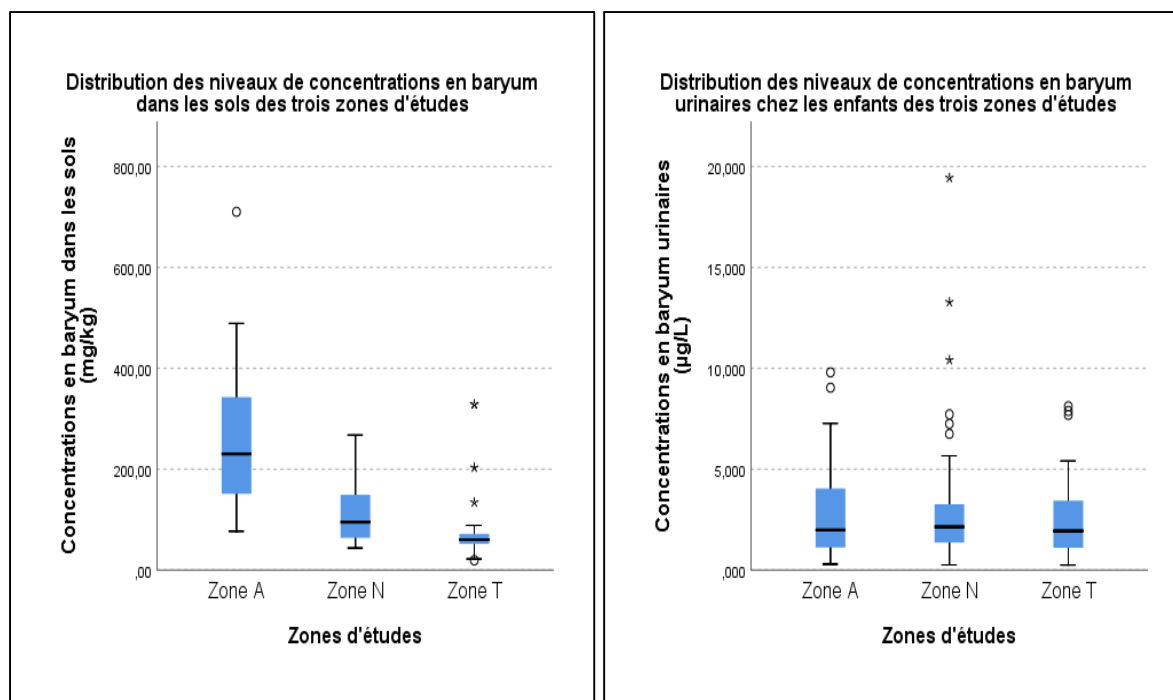


Figure 10 : Distribution des teneurs en baryum dans les sols et des niveaux d'exposition en fonction des zones d'études

Par catégories de contamination des sols (basées sur le percentile) : Dans l'échantillon total, les imprégnations au baryum décrivent des tendances difficilement interprétables selon les teneurs en baryum dans les sols. Les imprégnations sont plus importantes chez les enfants dont les sols se situent dans les catégories de concentrations intermédiaires en baryum (entre 25eme et 75eme percentile) dans les sols (voir figure 11). Cela se constate dans l'échantillon total (p-valeur = 0,03) mais pas lors des comparaisons entre zones et notamment dans les zones N et A. Dans la catégorie intermédiaire de concentrations en baryum dans les sols, les concentrations du biomarqueur sont identiques entre les zones. Les niveaux de concentrations en baryum urinaire et les concentrations en baryum dans les sols ne sont pas davantage corrélées (coefficient de corrélation de Spearman $\rho = 0,058$; p-valeur = 0,464).

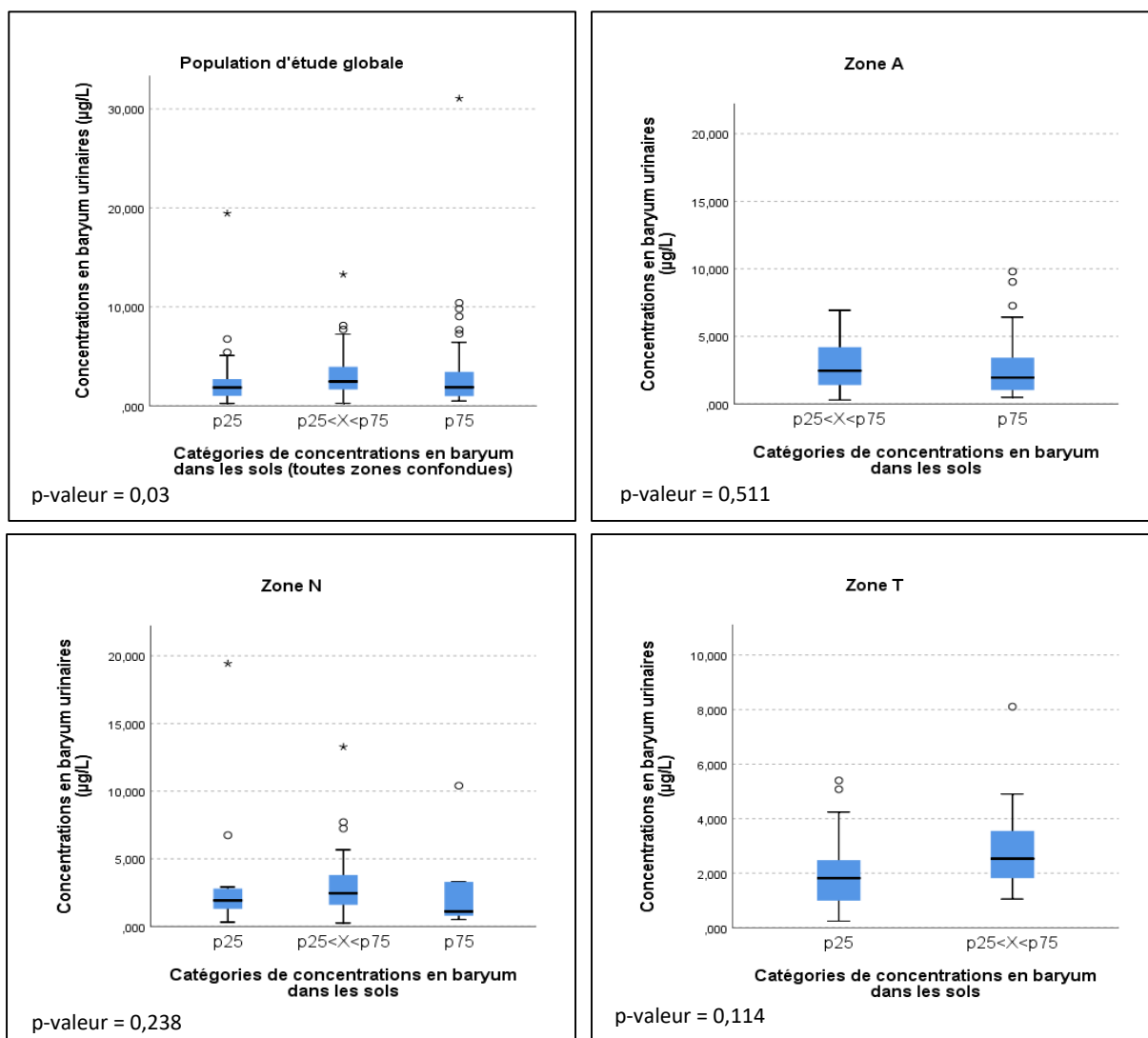


Figure 11 : Concentrations en baryum urinaires (µg/L) en fonction des niveaux de concentrations en baryum (mg/kg) dans les sols

iv. Synthèse

Les imprégnations au baryum ne diffèrent pas entre les enfants des trois zones d'étude. Aucun facteur d'exposition n'a pu être mis en évidence lors de l'analyse. Les concentrations en baryum retrouvées dans les sols sont plus importantes dans la zone A mais il n'y a pas de tendances associées avec les imprégnations mesurées chez les enfants de cette zone.

III.3.4 Analyse des imprégnations en cadmium urinaires brutes

i. Distribution des cadmiuries au sein des trois zones d'étude

Il n'existe pas de différence entre les concentrations en cadmium urinaire chez les enfants des trois zones d'étude (Table 23). L'ensemble des paramètres de dispersion et de position étudiés se trouvent dans des gammes de valeurs équivalentes. La VR (établie à partir du p95 de la distribution des concentrations mesurées dans l'étude BMH-WAL2) retenue pour l'étude est dépassée chez quelques enfants des trois zones respectives sans qu'une zone ne se démarque par des enfants plus imprégnés.

Table 23 : Distribution des niveaux d'imprégnation au cadmium (en µg/L) en fonction des zones d'étude

CADMIUM	Zone A (N = 71)	Zone N (N = 60)	Zone T (N = 41)	p-valeur zone contaminée – zone témoin
Moyenne arithmétique	0,150	0,157	0,166	0,519
Moyenne géométrique	0,139	0,142	0,149	
Min - Max	0,065 – 0,393	0,060 – 0,417	0,061 – 0,446	
Médiane	0,150	0,149	0,157	
P25 – P75	0,107 – 0,161	0,099 – 0,188	0,106 – 0,210	
Percentile 95	0,281	0,283	0,315	
Dépassement VR (0,29 µg/L) en %	4%	5%	7%	

ii. *Influence des variables issues du questionnaire*

Parmi les facteurs généralement associés aux cadmiuries élevées (voir table 24), le statut tabagique des parents n'est pas associé à une plus grande exposition au cadmium chez les enfants dans notre population d'étude, bien que le tabagisme soit considéré comme un des principaux facteurs de risque d'exposition au cadmium.

La fréquence de consommation de plusieurs aliments (dont certains sont connus pour contenir des quantités plus importantes de cadmium comme les légumes ou les pommes de terre) et la quantité de légume consommée par jour a été étudiée sans qu'aucune association avec une sur imprégnation au cadmium n'ait pu être observée chez les enfants. Dans les données testées, la proportion de légumes consommée issue du potager familial est le paramètre qui influence le plus l'imprégnation au cadmium. Dans l'échantillon global, plus la consommation de légumes autoproduits est élevée, plus l'imprégnation est haute. Cela se voit particulièrement chez les enfants qui consomment plus de la moitié des légumes produit dans le potager familial. Cette différence doit cependant être nuancée étant donné le faible nombre de ménage repris dans cette catégorie. Pour preuve, lors des comparaisons par zone, la différence d'imprégnations au Cd selon la proportion de légumes issus du potager n'est plus aussi claire dans les zones N et T, les principales concernées vu le nombre de potager.

Table 24 : Niveaux d'imprégnation au cadmium (en µg/L) en fonction des variables du questionnaire

		Echantillon total			Zone A			Zone N			Zone T		
		n	Médiane (p25-p75)	p-valeur	n	Médiane (p25-p75)	p-valeur	n	Médiane (p25-p75)	p-valeur	n	Médiane (p25-p75)	p-valeur
Genre	<i>Féminin</i>	76	0,15 (0,1-0,16)	0,528	34	0,15 (0,1-0,16)	0,658	26	0,15 (0,1-0,17)	0,905	16	0,16 (0,1-0,18)	0,467
	<i>Masculin</i>	96	0,15 (0,1-0,2)		37	0,15 (0,11-0,16)		34	0,15 (0,09-0,21)		25	0,16 (0,11-0,21)	
Exposition tabagisme passif	<i>Non</i>	152	0,15 (0,1-0,19)	0,443	67	0,15 (0,1-0,16)	-	47	0,16 (0,1-0,21)	0,139	38	0,16 (0,1-0,21)	-
	<i>Oui</i>	20	0,14 (0,11-0,16)		4	0,13 (0,11-0,21)		13	0,12 (0,09-0,16)		3	0,17 (0,14-0,23)	
Présence potager	<i>Non</i>	80	0,15 (0,1-0,16)	0,283	38	0,15 (0,11-0,16)	0,831	26	0,14 (0,09-0,17)	0,465	16	0,16 (0,08-0,22)	0,435
	<i>Oui</i>	92	0,15 (0,11-0,19)		33	0,14 (0,11-0,18)		34	0,16 (0,11-0,21)		25	0,16 (0,12-0,21)	
Fréquence de jardinage de l'enfant	<i>Jamais</i>	19	0,14 (0,11-0,21)	0,951	9	0,14 (0,11-0,19)	0,652	3	0,14 (0,07-0,16)	0,679	7	0,16 (0,10-0,22)	0,479
	<i>Parfois</i>	54	0,15 (0,12-0,18)		20	0,14 (0,11-0,16)		22	0,16 (0,12-0,23)		12	0,16 (0,14-0,16)	
	<i>Souvent</i>	17	0,16 (0,10-0,21)		4	0,11 (0,07-0,27)		8	0,15 (0,11-0,21)		5	0,21 (0,16-0,21)	
Quantité de légumes consommée	<i>1 ou 2 portions par jour</i>	123	0,15 (0,11-0,18)	0,347	55	0,15 (0,11-0,17)	0,175	42	0,16 (0,11-0,19)	0,807	26	0,16 (0,14-0,2)	0,826
	<i>3 ou 4 portions par jour</i>	44	0,14 (0,09-0,21)		16	0,13 (0,09-0,16)		15	0,14 (0,09-0,24)		13	0,16 (0,1-0,22)	
Consommation récente de légumes	<i>Aucune</i>	5	0,16 (0,15-0,16)	0,916	2	0,21 (0,15-0,27)	0,044	2	0,11 (0,06-0,16)	0,661	1	0,16 (0,16-0,16)	0,166
	<i>Trois derniers jours</i>	47	0,15 (0,1-0,2)		20	0,11 (0,08-0,15)		19	0,16 (0,1-0,21)		8	0,2 (0,16-0,27)	
	<i>Dernières 24h</i>	116	0,15 (0,11-0,18)		49	0,15 (0,12-0,16)		36	0,15 (0,11-0,19)		31	0,16 (0,1-0,21)	
Consommation habituelle de légumes	<i>Moins d'1x/semaine</i>	2	0,23 (0,11-0,35)	0,512	1	0,35 (0,35-0,35)	0,126	1	0,11 (0,11-0,11)	0,066	0	-	-
	<i>1x/semaine</i>	13	0,14 (0,09-0,16)		5	0,15 (0,15-0,29)		8	0,11 (0,07-0,15)		0	-	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	154	0,15 (0,11-0,18)		65	0,15 (0,11-0,16)		49	0,16 (0,11-0,21)		40	0,16 (0,11-0,21)	
Consommation récente de pommes de terre	<i>Aucune</i>	52	0,15 (0,1-0,2)	0,64	28	0,15 (0,11-0,17)	0,655	8	0,18 (0,12-0,25)	0,308	16	0,14 (0,09-0,21)	0,4
	<i>Trois derniers jours</i>	64	0,15 (0,1-0,18)		24	0,15 (0,1-0,15)		30	0,14 (0,1-0,16)		10	0,18 (0,14-0,25)	
	<i>Dernières 24h</i>	52	0,16 (0,12-0,17)		18	0,15 (0,11-0,16)		20	0,16 (0,12-0,2)		14	0,16 (0,14-0,16)	
Consommation habituelle de pommes de terre	<i>Moins d'1x/semaine</i>	23	0,13 (0,1-0,16)	0,444	15	0,13 (0,1-0,15)	0,419	2	0,26 (0,1-0,42)	0,495	6	0,14 (0,11-0,16)	0,393
	<i>1x/semaine</i>	77	0,15 (0,1-0,2)		33	0,15 (0,11-0,18)		21	0,16 (0,11-0,23)		23	0,16 (0,09-0,21)	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	69	0,15 (0,11-0,17)		23	0,14 (0,11-0,16)		35	0,15 (0,1-0,17)		11	0,16 (0,15-0,23)	
Proportion de légumes	<i>Moins de la moitié</i>	68	0,15 (0,11-0,18)	0,016	31	0,14 (0,1-0,18)	-	17	0,16 (0,11-0,19)	0,234	20	0,16 (0,11-0,18)	0,041
	<i>Moitié</i>	14	0,15 (0,13-0,21)		1	0,13 (0,13-0,13)		11	0,14 (0,1-0,21)		2	0,19 (0,16-0,21)	

autoproduit consommée	<i>Plus de la moitié</i>	6	0,28 (0,19-0,32)		0	-		4	0,21 (0,17-0,28)		2	0,38 (0,32-0,45)	
Fréquence passage aspirateur	<i>Tous les jours</i>	35	0,12 (0,08-0,16)	0,016	11	0,15 (0,11-0,16)	0,686	20	0,11 (0,08-0,16)	0,242	4	0,08 (0,07-0,12)	0,08
	<i>2x/semaine</i>	49	0,15 (0,1-0,19)		17	0,14 (0,1-0,15)		23	0,16 (0,11-0,21)		9	0,16 (0,09-0,16)	
	<i>1x/semaine</i>	75	0,16 (0,11-0,21)		38	0,15 (0,1-0,18)		15	0,16 (0,11-0,2)		22	0,16 (0,14-0,21)	
	<i>1x/mois</i>	11	0,16 (0,12-0,21)		4	0,15 (0,13-0,17)		2	0,17 (0,16-0,19)		5	0,21 (0,12-0,22)	
Catégories de concentrations en Cd dans les sols	<i>p25</i>	42	0,16 (0,11-0,22)	0,207	1	-	0,380	32	0,16 (0,12-0,24)	0,251	9	0,16 (0,14-0,21)	0,802
	<i>p25<X<p75</i>	78	0,15 (0,11-0,19)		22	0,15 (0,13-0,18)		25	0,14 (0,1-0,17)		31	0,16 (0,1-0,21)	
	<i>p75</i>	43	0,15 (0,1-0,16)		41	0,14 (0,1-0,16)		1	-		1	-	
Dépassement de la norme du Décret Sols pour le Cd en usage III	<i>< 3 mg/kg</i>	114	0,16 (0,11-0,2)	0,330	17	0,15 (0,11-0,18)	0,604	57	0,15 (0,1-0,19)	-	40	0,16 (0,1-0,21)	-
	<i>≥ 3 mg/kg</i>	46	0,15 (0,11-0,16)		46	0,15 (0,11-0,16)		0	-		0	-	

Certains facteurs d'exposition associés au lieu d'habitation ou aux habitudes de vie de l'enfant sont également présentés. La présence d'un potager dans le ménage et la fréquence de jardinage de l'enfant ne sont pas associées à des différences significatives de concentrations en cadmium urinaires chez les enfants. A l'inverse, la fréquence de passage de l'aspirateur semble être une modalité de risque d'exposition au cadmium chez les enfants. Dans l'échantillon total, une fréquence réduite de passage d'aspirateur au sein du logement (inférieur à 1x/mois) est associée à une imprégnation plus élevée au cadmium chez les enfants. Cependant, là encore, ce constat ne ressort pas autant lors des analyses spécifiques par zone.

iii. *Influence des concentrations en cadmium dans les sols*

Les concentrations en cadmium mesurées dans les sols de la zone A sont nettement plus importantes que dans les sols des zones N et T. Parmi les sols échantillonnés, la zone A comptabilise 38 sols présentant des concentrations en cadmium supérieures à la norme du DS (3 mg/kg). Cela représente 75% de dépassements. Sur l'ensemble des zones étudiés, les dépassements de norme observés pour le cadmium sont exclusivement rencontrés dans la zone A (voir table 24).

Malgré une nette différence entre les concentrations en cadmium dans les sols des trois zones, les cadmiuries mesurées par zone sont sensiblement identiques (figure 12). Il n'y a pas de sur imprégnation au cadmium chez les enfants vivants dans la zone A en regard des concentrations en cadmium dans les sols.

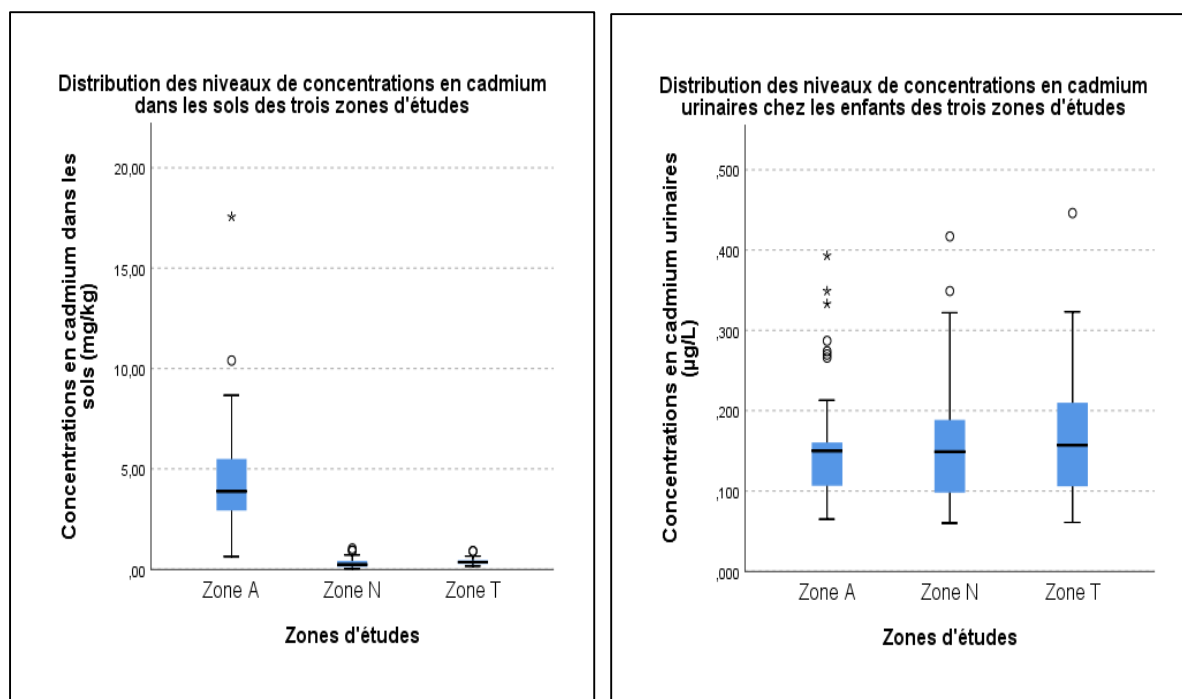


Figure 12 : Distribution des teneurs en cadmium dans les sols et des niveaux d'exposition en fonction des zones d'études

Parmi les enfants habitant en zone A, environ 35% vivent sur des sols compris entre les p25 et p75 et plus de 60% vivent sur des sols dont les teneurs en Cd sont supérieures au p75 de la distribution des

concentrations en Cd dans les sols. Dans les zones N et T, les enfants vivent uniquement sur des sols dont les concentrations en cadmium sont comprises entre les p25 et p75 ou inférieures au p25 (voir table 24).

Par catégories de contamination des sols (basées sur le percentile) : Dans l'échantillon total, il n'existe pas d'association entre les catégories de concentrations en cadmium dans les sols et les imprégnations en cadmium urinaire des enfants. Le coefficient de corrélation de Spearman calculé n'indique pas de corrélation entre les niveaux de cadmiuries des enfants et les concentrations en cadmium dans les sols (coefficient de corrélation de Spearman $\rho = -0,09$; p-valeur = 0,256). Les concentrations urinaires des enfants de la zone A qui vivent sur des sols présentant des concentrations en cadmium comprises entre les p25 et p75 se situent dans la même gamme de valeurs ($\approx 0,15 \mu\text{g/L}$) que celle des enfants vivant sur des sols dont les concentrations en cadmium dans les sols sont supérieures au p75. Les imprégnations des enfants des zones N et T sont sensiblement identiques à celles de la zone A mais pour des concentrations dans les sols moins importantes (voir figure 13).

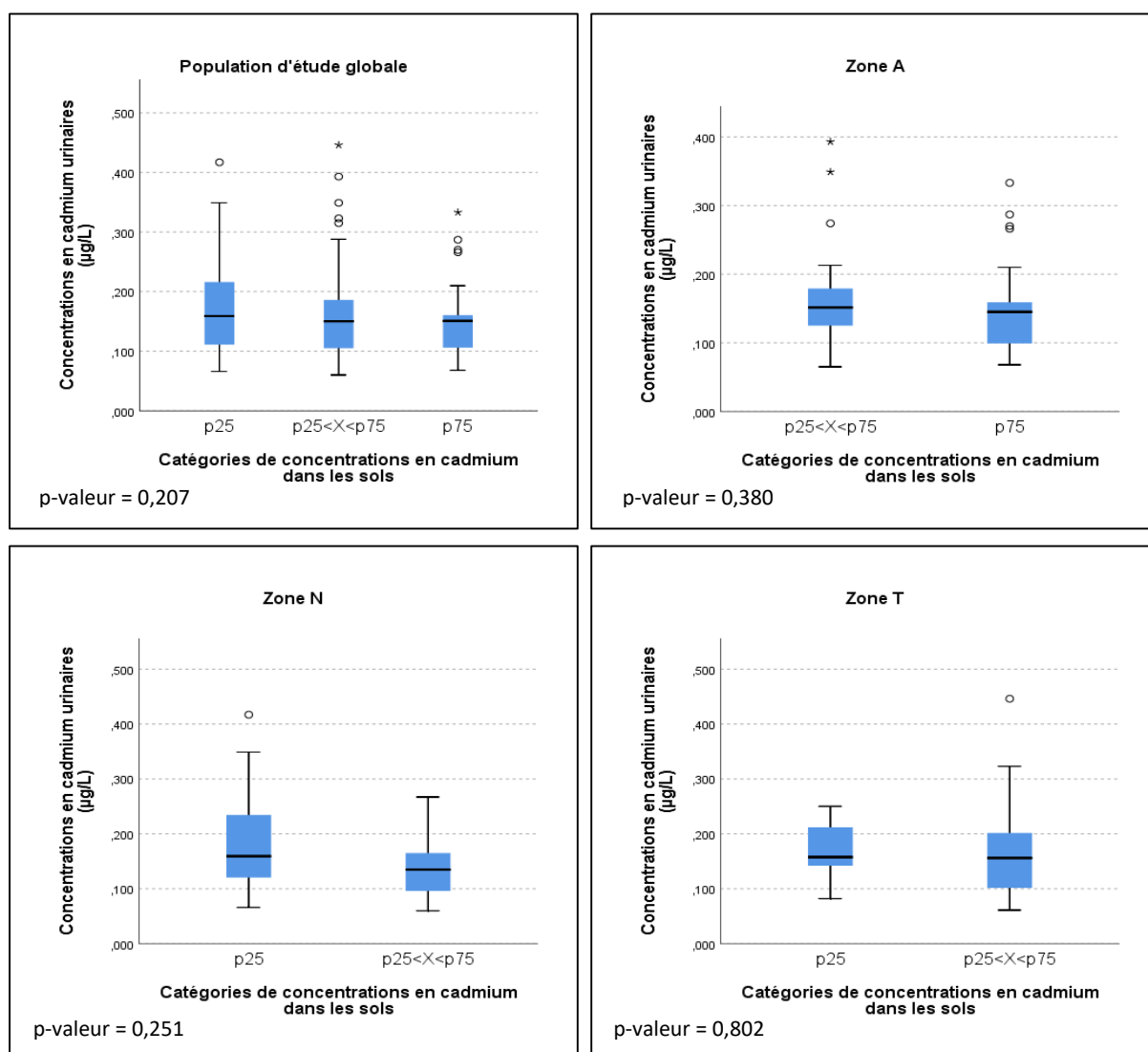


Figure 13 : Concentrations en cadmium urinaires ($\mu\text{g/L}$) en fonction des niveaux de concentrations en cadmium (mg/kg) dans les sols

iv. Synthèse

Il n'existe pas de différence d'imprégnation au cadmium entre les trois zones d'étude. Hormis quelques rares cas, il n'existe pas de concentration urinaire problématique dépassant les VR établies en population générale wallonne ou la valeur de référence sanitaire de 0.5 µg/L établie par la commission HBM allemande. Parmi les concentrations urinaires les plus hautes, aucun facteur de risque pouvant influencer les niveaux d'exposition n'a pu être relevé. Les concentrations en cadmium mesurées dans les sols des participants sont significativement plus importantes dans la zone A mais n'ont pas d'incidence sur les niveaux de cadmiuries des enfants qui y résident.

III.3.5 Analyse des imprégnations en cobalt urinaires brutes

i. Distribution des imprégnations en cobalt au sein des trois zones d'étude

Il n'existe pas de différence entre les concentrations en cobalt urinaire chez les enfants des trois zones d'étude malgré des paramètres de position et de dispersion (moyennes géométriques, les médianes et p75 en particulier) sensiblement plus élevés chez les enfants de la zone A. En revanche, il y a plus de valeurs d'imprégnations hautes (p95) dans la zone N, ce qui explique aussi la plus grande proportion de dépassement de VR constatée dans cette zone en comparaison de la zone A. Il n'y a pas de dépassement de VR dans la zone T.

Table 25 : Distribution des niveaux d'imprégnation au cobalt (en µg/L) en fonction des zones d'étude

COBALT	Zone A (N = 71)	Zone N (N = 60)	Zone T (N = 41)	p-valeur zone contaminée – zone témoin
Moyenne arithmétique	1,265	1,223	1,048	
Moyenne géométrique	0,910	0,855	0,650	
Min - Max	0,082 – 5,019	0,144 – 5,238	0,02 – 8,638	
Médiane	0,939	0,871	0,756	0,255
P25 – P75	0,486 – 1,607	0,479 – 1,329	0,410 – 1,207	
Percentile 95	3,242	3,968	2,274	
Dépassement VR (3,51 µg/L) en %	4%	7%	-	

ii. *Influence des variables issues du questionnaire*

Parmi les facteurs de risque étudiés (Table 26), la consommation récente de chocolat (dernières 24h – 3 derniers jours) est associée à des concentrations en cobalt urinaires plus élevées chez les enfants. Cette association est observée dans l'échantillon total et dans la zone N mais pas dans la zone A qui est la zone présentant la plus grande proportion d'enfant ayant consommé du chocolat le jour précédant le prélèvement urinaire.

Dans les autres catégories d'aliments « à risque »⁶ étudiées, la consommation de poisson ou de graines ne montrent pas d'association avec des imprégnations au cobalt plus élevées ; et la consommation (récente) de pâtes montre une association inverse avec les imprégnations au cobalt chez les enfants.

⁶ Les catégories d'aliments présentées, notamment le chocolat, sont considérées comme des facteurs d'exposition au cobalt (étude EAT2)

Table 26 : Niveaux d'imprégnation au cobalt (en µg/L) en fonction des variables du questionnaire

		Echantillon total			Zone A			Zone N			Zone T		
		n	Médiane (p25 - p75)	p-valeur	n	Médiane (p25 - p75)	p-valeur	n	Médiane (p25 - p75)	p-valeur	n	Médiane (p25 - p75)	p-valeur
Genre	<i>Féminin</i>	76	0,95 (0,44-1,78)	0,267	34	1,09 (0,45-2,44)	0,133	26	0,97 (0,52-1,61)	0,586	16	0,61 (0,34-1,08)	0,606
	<i>Masculin</i>	96	0,78 (0,46-1,24)		37	0,8 (0,49-1,32)		34	0,77 (0,44-1,18)		25	0,77 (0,41-1,22)	
Consommation récente de poisson	<i>Aucune</i>	97	0,94 (0,52-1,68)	0,025	50	1 (0,71-1,68)	0,355	26	0,85 (0,44-1,26)	0,169	21	0,83 (0,45-1,38)	0,096
	<i>Trois derniers jours</i>	41	0,59 (0,37-1,07)		12	0,52 (0,31-1,34)		18	0,67 (0,41-1,06)		11	0,46 (0,41-0,95)	
	<i>Dernières 24h</i>	23	1 (0,49-1,61)		5	1,44 (0,49-2,22)		11	1,07 (0,7-1,7)		7	0,75 (0,25-0,76)	
Consommation habituelle de poisson	<i>Moins d'1x/semaine</i>	82	0,86 (0,45-1,54)	0,959	35	0,94 (0,52-1,54)	0,733	27	0,95 (0,44-1,86)	0,71	20	0,77 (0,42-1,13)	0,643
	<i>1x/semaine</i>	71	0,82 (0,45-1,38)		30	1,09 (0,49-1,83)		25	0,71 (0,49-1,06)		16	0,76 (0,43-1,19)	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	8	0,89 (0,33-1,99)		2	1,69 (0,65-2,73)		3	1,14 (0,41-1,7)		3	0,25 (0,14-2,27)	
Consommation récente de pâtes	<i>Aucune</i>	17	1,03 (0,77-1,52)	0,024	6	0,98 (0,52-1,44)	0,012	4	1,37 (0,91-2,5)	0,028	7	0,82 (0,38-1,96)	0,328
	<i>Trois derniers jours</i>	80	0,95 (0,49-1,99)		35	1,14 (0,71-2,73)		29	0,95 (0,54-1,69)		16	0,47 (0,42-0,79)	
	<i>Dernières 24h</i>	71	0,73 (0,37-1,14)		30	0,72 (0,34-1,08)		25	0,52 (0,37-1,07)		16	0,89 (0,42-1,3)	
Consommation habituelle de pâtes	<i>Moins d'1x/semaine</i>	6	0,67 (0,34-2,27)	0,73	0	-	1	4	0,43 (0,32-2,43)	0,555	2	1,55 (0,82-2,27)	0,183
	<i>1x/semaine</i>	64	0,76 (0,45-1,2)		24	0,95 (0,59-1,32)		20	0,86 (0,48-1,62)		20	0,54 (0,39-0,89)	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	99	0,91 (0,45-1,57)		47	0,9 (0,45-1,83)		34	0,92 (0,49-1,26)		18	0,9 (0,43-1,25)	
Consommation récente de graines	<i>Aucune</i>	97	0,76 (0,44-1,52)	0,407	46	0,89 (0,45-1,52)	0,571	32	0,63 (0,43-1,32)	0,374	19	0,76 (0,26-1,84)	0,477
	<i>Trois derniers jours</i>	36	0,86 (0,44-1,21)		10	1 (0,6-1,83)		17	0,95 (0,66-1,24)		9	0,45 (0,41-0,83)	
	<i>Dernières 24h</i>	34	0,93 (0,55-1,7)		15	0,97 (0,72-2,73)		9	1,14 (0,55-1,7)		10	0,77 (0,46-1,21)	
Consommation habituelle de graines	<i>Moins d'1x/semaine</i>	102	0,75 (0,44-1,44)	0,192	42	0,74 (0,44-1,44)	0,173	37	0,66 (0,44-1,14)	0,34	23	0,82 (0,43-1,84)	0,117
	<i>1x/semaine</i>	36	0,88 (0,53-1,19)		12	1,09 (0,88-1,89)		12	1,02 (0,69-1,25)		12	0,45 (0,41-0,77)	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	31	1,04 (0,55-1,89)		17	0,97 (0,6-2,22)		9	1,18 (0,55-1,7)		5	1,21 (0,95-1,38)	
Consommation récente de chocolat	<i>Aucune</i>	18	0,47 (0,34-0,85)	0,011	1	0,85 (0,85-0,85)	0,936	9	0,44 (0,34-0,66)	0,031	8	0,63 (0,29-0,89)	0,31
	<i>Trois derniers jours</i>	39	0,68 (0,43-1,52)		10	0,87 (0,44-1,52)		17	0,91 (0,44-1,24)		12	0,44 (0,38-1,59)	
	<i>Dernières 24h</i>	110	0,95 (0,52-1,69)		59	0,94 (0,48-1,68)		31	1,03 (0,53-2,53)		20	0,8 (0,61-1,23)	
	<i>Moins d'1x/semaine</i>	12	0,74 (0,39-0,94)	0,364	2	1,26 (0,85-1,68)	0,742	5	0,49 (0,44-0,66)	0,26	5	0,82 (0,15-0,95)	0,762
	<i>1x/semaine</i>	30	0,82 (0,48-1,61)		12	0,91 (0,69-1,84)		11	0,95 (0,44-1,86)		7	0,48 (0,43-0,83)	

Consommation habituelle de chocolat	<i>Plus d'1x/semaine</i>	126	0,9 (0,45-1,53)		57	0,94 (0,45-1,53)		41	0,94 (0,52-1,54)		28	0,76 (0,41-1,32)	
Catégories de concentrations en cobalt dans les sols	<i>p25</i>	42	0,76 (0,38-1,18)	0,036	3	1,14 (0,37-2,75)	0,813	1	0,38 (0,38-0,38)	0,058	38	0,76 (0,41-1,18)	-
	<i>p25<X<p75</i>	79	0,86 (0,48-1,25)		52	0,9 (0,48-1,42)		25	0,7 (0,53-1,08)		2	-	
	<i>p75</i>	39	1,07 (0,52-1,86)		8	1,13 (0,51-1,95)		31	1,07 (0,52-1,86)		0	-	

iii. Influence des concentrations en cobalt dans les sols

Les concentrations en cobalt dans les sols sont significativement plus importantes dans la zone N que dans les zones A et T (p -valeur $< 10^{-3}$) et plus importantes dans la zone A que dans la zone T (p -valeur $< 10^{-3}$). Les sols de la zone N qui présentent les plus hautes concentrations en cobalt, ne dépassent jamais la VLH de 87 mg/kg, indiquant que les teneurs mesurées dans les sols ne posent pas de risques sur la santé.

Malgré des différences de concentrations en cobalt dans les sols, les imprégnations chez les enfants de chaque zone ne montrent pas de différences particulières si ce n'est de légères variations non significatives de médianes et du 75eme percentile des concentrations en cobalt urinaire (voir figure 14).

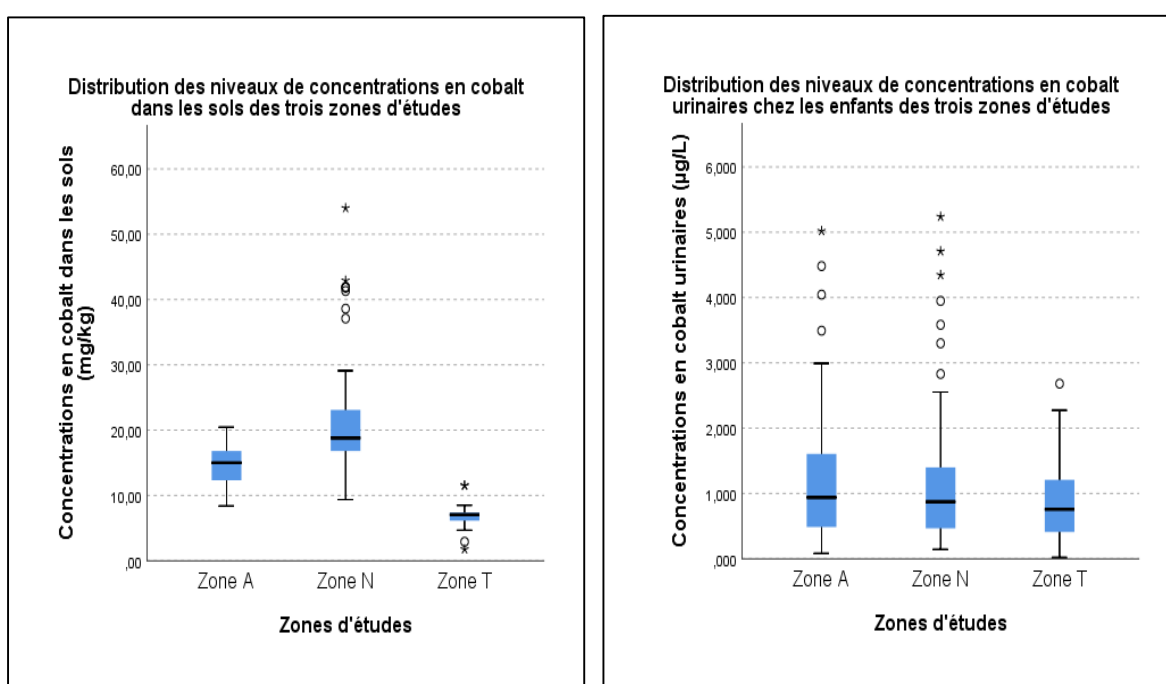


Figure 14 : distribution des teneurs en cobalt dans les sols et des niveaux d'exposition en fonction des zones d'études

La majorité des enfants qui vivent sur des sols dont les concentrations en Co sont supérieures au 75eme percentile se trouvent dans la zone N. Cela représente plus de 50% des enfants de la zone N, le reste des enfants de la zone vivent sur des sols compris entre les p25 et p75. En Zone A, plus de 80% des enfants de l'étude vivent sur des sols compris entre les 25eme et 75eme percentiles tandis que les enfants de la zone T vivent surtout sur des sols inférieurs au 25eme percentile des concentrations en cobalt (Table 26).

Par catégories de contamination des sols (basées sur le percentile) : Dans l'échantillon total, les niveaux de concentrations en cobalt dans les sols montrent une association avec les niveaux d'imprégnation au cobalt chez les enfants. Le coefficient de corrélation calculé décrit une faible corrélation positive entre les niveaux de concentrations en cobalt urinaire et les concentrations en cobalt dans les sols (coefficient de corrélation de Spearman $\rho = 0,192$; p -valeur = 0,015). En échantillon total, les enfants vivant sur des sols plus contaminés ($> p75$) ont des concentrations en cobalt urinaire

plus importantes (p -valeur = 0,036). Comme dit plus haut, il s'avère que cela concerne surtout les enfants de la zone N et traduit, au moins partiellement, la contribution probable de l'exposition au Co du sol sur les concentrations urinaires (Figure 15). Ceci ne peut malheureusement pas être vérifié dans les autres zones, certainement à cause de la répartition inégale des effectifs par catégories de sol.

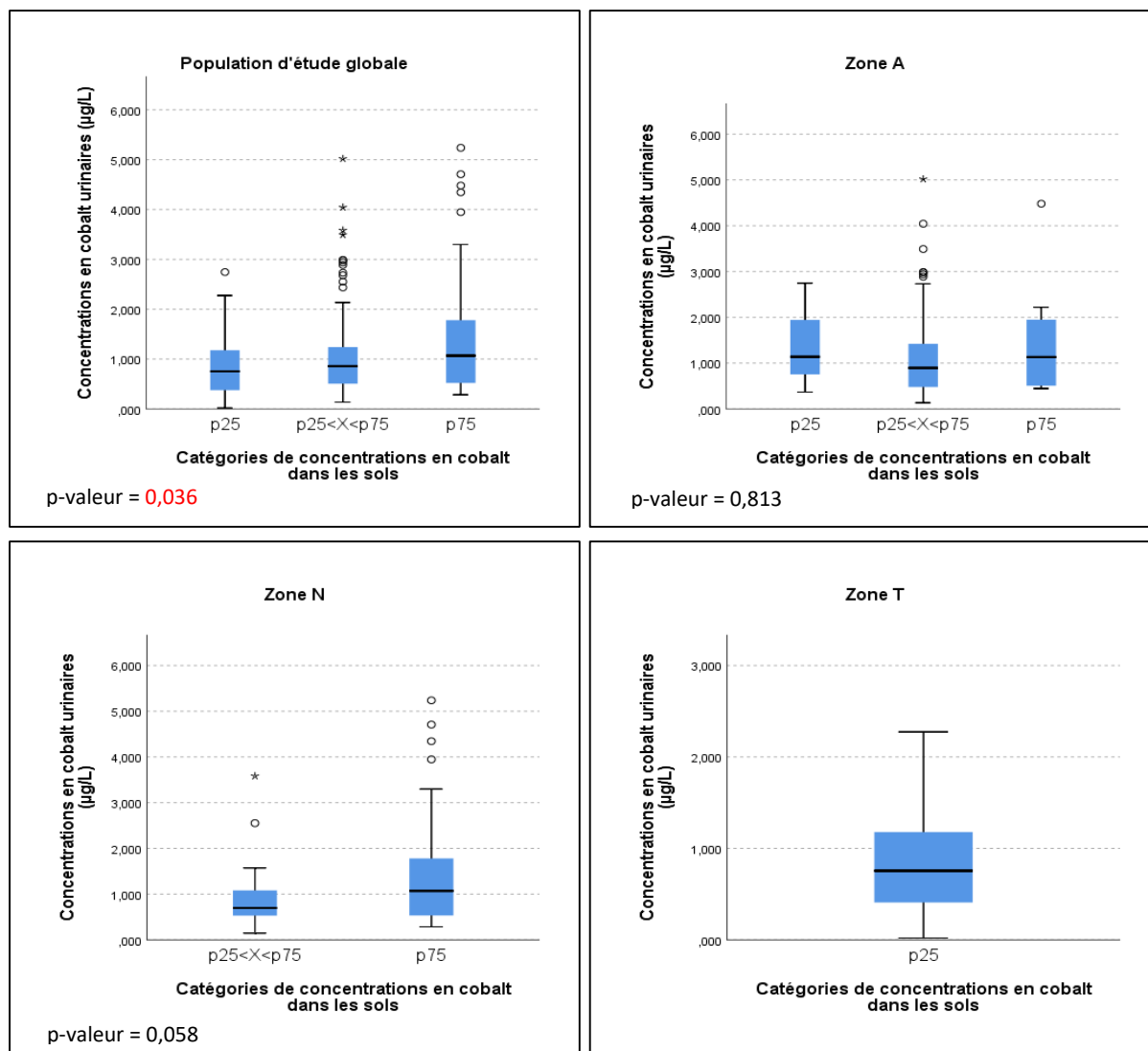


Figure 15 : Concentrations en cobalt urinaires (µg/L) en fonction des catégories de concentrations en cobalt dans les sols

iv. Synthèse

Il n'existe pas de différence d'imprégnation au cobalt entre les enfants des trois zones. Les quelques cas de dépassement de la VR sont localisés dans les zones A et N. Le chocolat a pu être identifié comme un des facteurs spécifique d'exposition au cobalt. Dans la zone N, ce dernier ne représente cependant pas l'unique facteur d'exposition au cobalt. En effet, les niveaux de contaminations au cobalt dans les sols sont plus importants dans la zone N et il existe une association entre les niveaux d'imprégnation au cobalt chez les enfants et les concentrations retrouvés dans les sols. Plus les concentrations dans les sols sont élevées et plus les concentrations en cobalt urinaire des enfants augmentent. Cela laisse

suggérer qu'il y a également un impact du sol sur les imprégnations au cobalt en zone N. Ceci n'a pas pu être vérifié dans les deux autres zones d'étude.

III.3.6 Analyse des imprégnations en étain urinaires brutes

i. *Distribution des imprégnations en étain au sein des trois zones d'étude*

Il existe des différences en terme d'imprégnation à l'étain entre les trois zones d'étude (Table 27). L'analyse spécifique entre zone met en évidence des imprégnations plus importantes chez les enfants de la zone N en comparaison à celles observées chez les enfants de la zone A (p-valeur < 10⁻³). Bien que la médiane des concentrations en étain urinaire chez les enfants de la zone T est plus faible que chez les enfants de la zone N, l'écart interquartile des concentrations est plus étendu et il existe un chevauchement des plages de valeurs plus conséquent entre ces deux zones ce qui se traduit par une différence d'imprégnation beaucoup plus nuancée (p-valeur = 0,099).

Table 27 : Distribution des niveaux d'imprégnation à l'étain (en µg/L) en fonction des zones d'étude

ETAIN	Zone A (N = 71)	Zone N (N = 60)	Zone T (N = 41)	p-valeur zone contaminée – zone témoin
Moyenne arithmétique	0,406	0,842	2,425	<10⁻³
Moyenne géométrique	0,328	0,604	0,543	
Min - Max	0,101-1,637	0,113-2,92	0,110-53,363	
Médiane	0,300	0,634	0,409	
P25 – P75	0,197-0,529	0,347-1,340	0,206-0,979	
Percentile 95	0,866	1,955	9,745	
Dépassement VR (3,95 µg/L) en %	-	-	10%	

Il y a plus de valeurs hautes (>p95) et de valeurs extrêmes dans la zone T (ce qui explique la valeur élevée de la moyenne arithmétique) que dans les deux autres zones. L'ensemble des dépassements de la valeur de référence retenue (3,95 µg/L) sont observés dans cette zone. Les concentrations urinaires relevées chez certains enfants y sont très élevées (parfois plus de 12 fois supérieure à la VR).

ii. *Influence des variables issues du questionnaire*

Table 28 : Niveaux d'imprégnation en étain (en µg/L) en fonction des variables du questionnaire

		Echantillon total			Zone A			Zone N			Zone T		
		n	Médiane (p25-p75)	p-valeur	n	Médiane (p25-p75)	p-valeur	n	Médiane (p25-p75)	p-valeur	n	Médiane (p25-p75)	p-valeur
Genre	Féminin	76	0,53 (0,24-0,98)	0,079	34	0,29 (0,19-0,54)	0,197	26	0,97 (0,44-1,47)	0,026	16	0,6 (0,3-0,99)	0,197
	Masculin	96	0,36 (0,2-0,7)		37	0,33 (0,22-0,5)		34	0,5 (0,25-1,29)		25	0,31 (0,19-0,72)	
Exposition tabagisme passif	Non	152	0,4 (0,21-0,75)	0,05	67	0,3 (0,21-0,54)	0,088	47	0,56 (0,27-1,31)	0,048	38	0,4 (0,19-0,98)	0,428
	Oui	20	0,68 (0,35-1,51)		4	0,18 (0,12-0,33)		13	0,98 (0,68-1,51)		3	0,67 (0,28-4,24)	
Quantité de légumes	1 ou 2 portions par jour	123	0,34 (0,21-0,72)	0,004	55	0,3 (0,21-0,5)	0,453	42	0,53 (0,25-1,19)	0,006	26	0,25 (0,17-1)	0,208
	3 ou 4 portions par jour	44	0,6 (0,35-1,06)		16	0,46 (0,19-0,59)		15	1,26 (0,68-1,6)		13	0,58 (0,4-0,71)	
Consommation récente de légumes	Aucune	5	0,3 (0,27-1,46)	0,104	2	0,29 (0,27-0,3)	0,529	2	1,49 (1,46-1,52)	0,029	1	0,14 (0,14-0,14)	0,405
	Trois derniers jours	47	0,31 (0,19-0,6)		20	0,26 (0,19-0,43)		19	0,42 (0,14-1,31)		8	0,31 (0,25-0,77)	
	Dernières 24h	116	0,48 (0,23-0,87)		49	0,32 (0,21-0,56)		36	0,82 (0,41-1,35)		31	0,53 (0,19-1,15)	
Consommation habituelle de légumes	Moins d'1x/semaine	2	0,87 (0,23-1,51)	0,892	1	0,23 (0,23-0,23)	0,308	1	1,51 (1,51-1,51)	0,235	0	-	-
	1x/semaine	13	0,47 (0,22-1,45)		5	0,22 (0,22-0,22)		8	1,41 (0,56-1,46)		0	-	
	Plus d'1x/semaine	154	0,42 (0,22-0,79)		65	0,32 (0,19-0,54)		49	0,6 (0,36-1,26)		40	0,4 (0,2-0,98)	
Consommation récente de poisson	Aucune	97	0,34 (0,21-0,69)	0,135	50	0,29 (0,19-0,48)	0,121	26	0,91 (0,42-1,37)	0,582	21	0,31 (0,17-0,67)	0,205
	Trois derniers jours	41	0,56 (0,32-0,95)		12	0,47 (0,25-0,62)		18	0,5 (0,32-1,38)		11	0,71 (0,32-1,37)	
	Dernières 24h	23	0,52 (0,21-1,04)		5	0,19 (0,13-0,52)		11	0,83 (0,42-1,38)		7	0,21 (0,19-12,14)	
Consommation habituelle de poisson	Moins d'1x/semaine	82	0,36 (0,22-0,79)	0,109	35	0,27 (0,19-0,46)	0,382	27	0,69 (0,36-1,47)	0,944	20	0,35 (0,19-0,69)	0,04
	1x/semaine	71	0,47 (0,21-0,97)		30	0,39 (0,21-0,61)		25	0,81 (0,36-1,33)		16	0,31 (0,19-0,85)	
	Plus d'1x/semaine	8	0,89 (0,48-6,76)		2	0,35 (0,19-0,52)		3	0,63 (0,44-1,38)		3	12,14 (1,15-53,36)	
Catégories de concentrations en étain dans les sols	p25	40	0,62 (0,29-1,37)	0,011	1	0,26 (0,26-0,26)	0,944	18	0,66 (0,36-1,33)	0,204	21	0,6 (0,21-1,53)	0,228
	p25<X<p75	80	0,47 (0,22-0,82)		26	0,29 (0,22-0,56)		37	0,63 (0,36-1,31)		17	0,3 (0,19-0,61)	
	p75	41	0,3 (0,19-0,52)		37	0,3 (0,19-0,52)		2	0,19 (0,13-0,25)		2	0,8 (0,4-1,2)	

Les imprégnations en étain croisées avec les variables du questionnaire sont présentées dans la table 28. Dans l'échantillon total, l'exposition au tabagisme passif, la quantité de fruits et légumes consommés par jour montrent des associations statistiquement significatives avec les niveaux de concentrations en étain urinaire.

Au sein des zones, le genre, l'exposition au tabagisme passif, la quantité de fruits et légumes consommés par jour et la consommation récente de légumes sont associés de manière statistiquement significative avec les concentrations en étain urinaire chez les enfants de la zone N. Spécifiquement dans cette zone, les filles sont plus imprégnées à l'étain que les garçons. On y observe également plus de cas d'exposition au tabagisme passif qui semble par ailleurs être associé à des imprégnations en étain plus élevés. Les comparaisons restent limitées et il n'est, de façon générale, pas possible d'identifier précisément les modalités ou les facteurs d'exposition spécifiques à l'étain dans les zones présentant les plus hautes imprégnations (zones N et T).

iii. Influence des concentrations en étain dans les sols

Les concentrations en étain dans les sols sont plus importantes dans la zone A que dans les zones N et T (p-valeur $< 10^{-3}$). Les concentrations en étain dans les sols de la zone A sont en moyenne 7 à 8 fois supérieures à ceux de la zone N et 8 à 13 fois supérieures à ceux de la zone N. Il n'y a pas de dépassements de VLH observés (19.860 mg/kg).

La zone A présente environ 40% de sols dont les teneurs en étain sont comprises entre le 25ème et le 75ème percentiles et 60% de sols dont les teneurs sont supérieures 75ème percentile. La majorité des sols qui dépassent le 75ème percentile sont d'ailleurs localisés dans cette zone. Les zones N et T, quant à elles, présentent majoritairement des sols dont les teneurs sont inférieures au 25ème percentile ou comprises entre le 25ème et le 75ème percentile.

Comme le montre la figure 16, alors que la zone A présente les teneurs dans sols les plus élevées, les imprégnations y sont plus faibles que dans les deux autres zones.

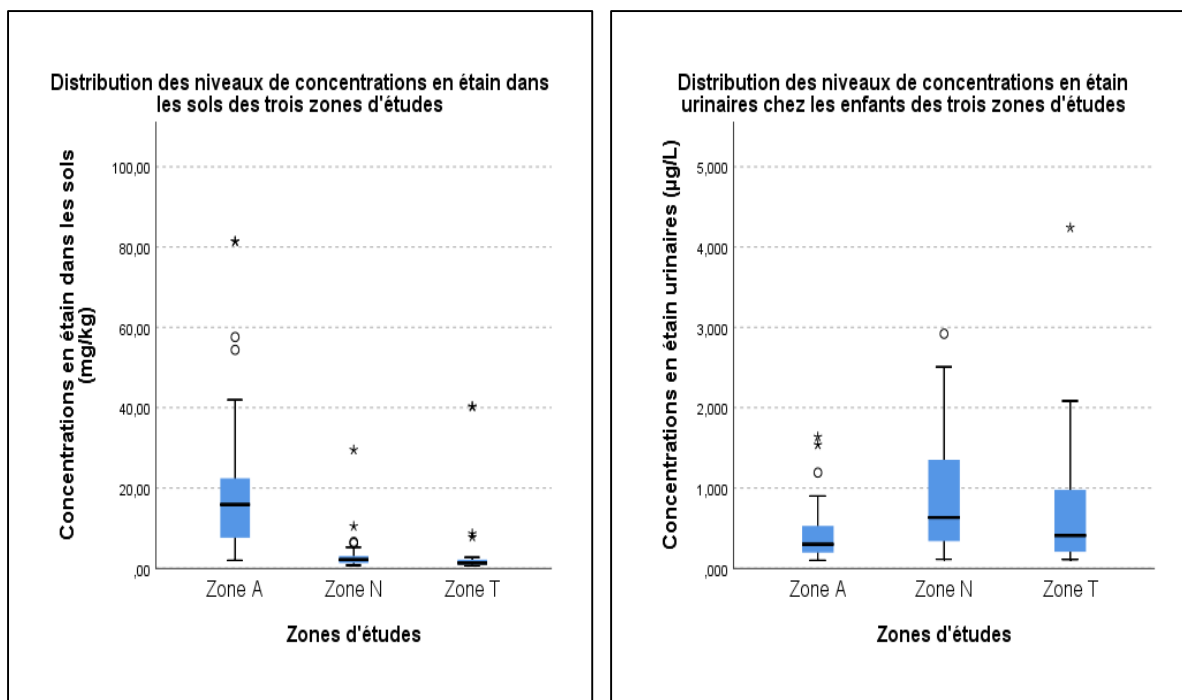


Figure 16 : distribution des teneurs en étain dans les sols et des niveaux d'exposition en fonction des zones d'études

Par catégories de contamination des sols (basées sur le percentile) : Dans l'échantillon total, la relation entre les concentrations en étain urinaire chez les enfants et les concentrations en étain dans les sols est opposée à celle qui pourrait être attendue. Plus les concentrations en étain dans les sols sont faibles, plus les imprégnations sont élevées. Le coefficient de corrélation calculé décrit une faible corrélation négative entre les niveaux de concentrations en étain urinaire et les concentrations en étain dans les sols (coefficient de corrélation de Spearman $\rho = -0,250$; p-valeur = 0,001). Cette tendance semble être influencée par les imprégnations élevées relevées dans la catégorie la plus basse (<p25) de la distribution des teneurs dans les sols des zones N et T. Dans la zone A où les concentrations en étain dans les sols sont les plus hautes, les imprégnations sont plutôt basses. Rien dans notre jeu de données ne nous permet d'interpréter et d'expliquer ces résultats.

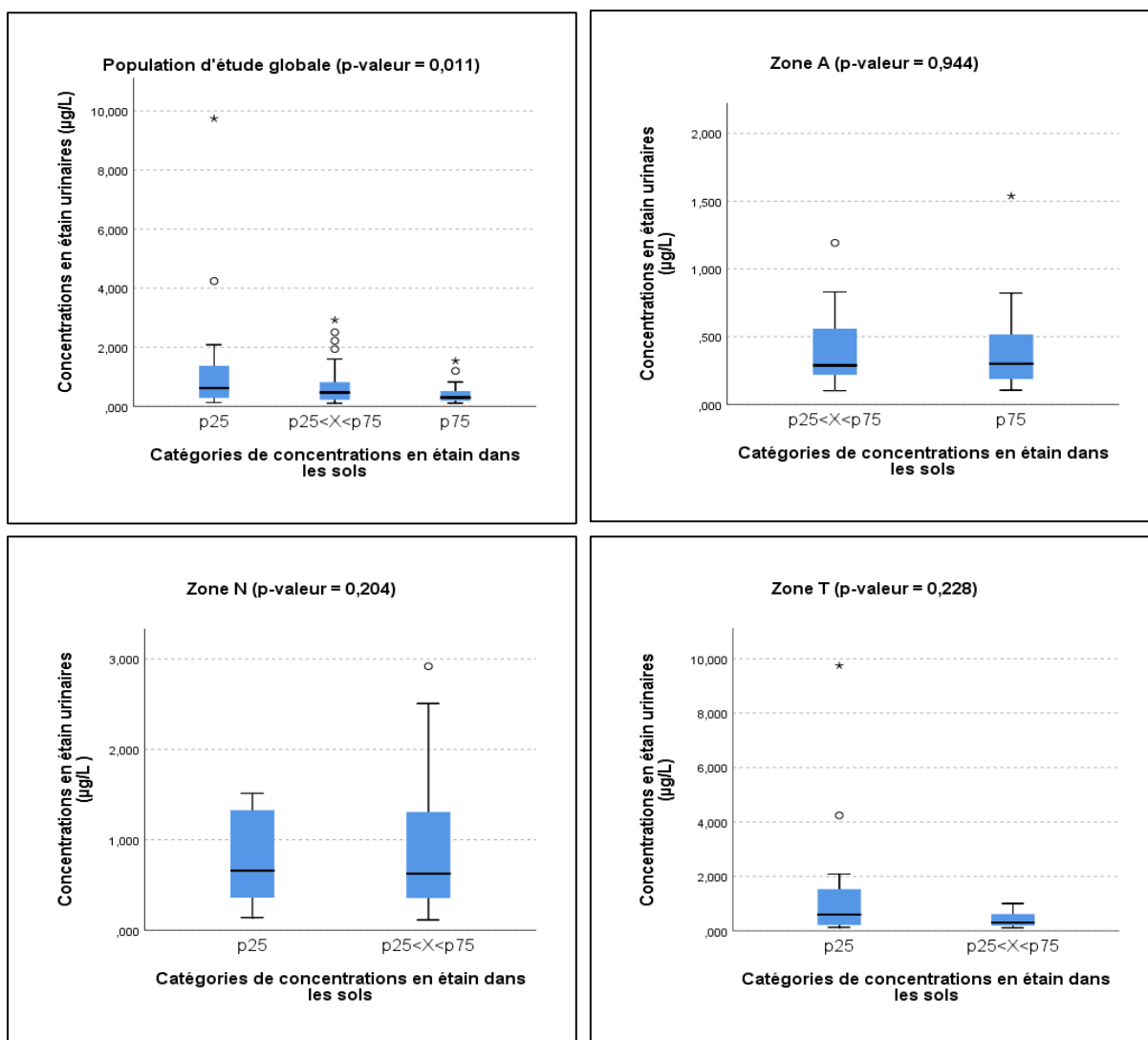


Figure 17 : Concentrations en étain urinaires (µg/L) en fonction des catégories de concentrations en étain dans les sols

iv. Synthèse

Les imprégnations à l'étain diffèrent significativement entre la zone N et les deux autres zones. Des imprégnations élevées sont détectées dans la zone T, au-delà du 95ème percentile, sans qu'aucun facteur explicatif liés aux habitudes et/ou aux comportements des enfants de cette zone ne puissent être avancés. Le sol ne semble pas jouer un rôle prépondérant dans les variations des imprégnations. Dans la zone T, les sols présentent les concentrations en étain les plus faibles alors qu'elles sont les plus élevées dans la zone A où les concentrations urinaires des enfants sont plutôt faibles. Dans la zone N, l'exposition au tabagisme passif semble être un facteur d'exposition important à l'étain chez les enfants.

III.3.7 Analyse des imprégnations en plomb urinaires brutes

i. Distribution des imprégnations en plomb au sein des trois zones d'étude

Les plomburies relevées dans les trois zones ne diffèrent pas de manière significative, pour autant les niveaux d'imprégnations ne sont pas identiques. On constate des imprégnations au plomb légèrement plus importantes chez les enfants de la zone A au travers des différents paramètres de position et de dispersion présentés dans la table 29. La moyenne géométrique calculée, la médiane, les 75ème et 95ème percentiles sont plus élevées que dans les deux autres zones. Les dépassements de la VR du BMH-WAL2 atteignent également les 8% (concerne 6 enfants) dans cette zone alors qu'ils sont plus réduits voire inexistant dans les deux autres zones.

Table 29 : Distribution des niveaux d'imprégnation au plomb (en µg/L) en fonction des zones d'étude

PLOMB	Zone A (N = 71)	Zone N (N = 60)	Zone T (N = 41)	p-valeur zone contaminée – zone témoin
Moyenne arithmétique	0,890	0,708	0,625	0,165
Moyenne géométrique	0,648	0,547	0,510	
Min - Max	0,020 – 6,554	0,020 – 3,332	0,100 – 1,719	
Médiane	0,677	0,586	0,515	
P25 – P75	0,475 – 1,004	0,374 – 0,859	0,288 – 0,831	
Percentile 95	2,130	1,540	1,298	
Dépassement VR (1,8 µg/L) en %	8%	2%	0%	

ii. Influence des variables issues des questionnaires

Les variables influençant ou pouvant influencer l'exposition au plomb, liées aux habitudes alimentaires et aux habitudes de vie, issus du questionnaire, sont reprises dans la table 30.

L'exposition au tabagisme passif, considéré comme un facteur d'exposition au plomb (Obeng et al. 2023), est associé à une plomburie plus élevée chez les enfants de notre étude. Cela concerne uniquement 20 enfants dont la majorité sont localisés dans la zone N, qui comptabilise également le plus de fumeur comme dit plus haut.

Les variables relatives à la fréquence de consommation d'aliments à risque comme les légumes ou les pommes de terre ne sont pas associées à des variations des niveaux de plomburies probants hormis en zone A où la consommation récente de pommes de terre montre une association avec des plomburies plus élevées.

La consommation d'eau du robinet, considérée comme facteur de risque d'exposition au plomb ne montre pas d'association avec une sur imprégnation au plomb.

Table 30 : Niveaux d'imprégnation au plomb (en µg/L) en fonction des variables du questionnaire

		Echantillon total			Zone A			Zone N			Zone T		
		n	Médiane (p25-p75)	p-valeur	n	Médiane (p25-p75)	p-valeur	n	Médiane (p25-p75)	p-valeur	n	Médiane (p25-p75)	p-valeur
Genre	<i>Féminin</i>	76	0,66 (0,42-1)	0,165	34	0,69 (0,48-1)	0,67	26	0,66 (0,46-1,21)	0,109	16	0,42 (0,26-0,91)	0,333
	<i>Masculin</i>	96	0,63 (0,36-0,86)		37	0,67 (0,44-1,01)		34	0,51 (0,34-0,74)		25	0,57 (0,33-0,83)	
Exposition tabagisme passif	<i>Non</i>	152	0,6 (0,36-0,86)	0,016	67	0,69 (0,47-1,01)	-	47	0,51 (0,35-0,76)	0,025	38	0,47 (0,28-0,8)	-
	<i>Oui</i>	20	0,92 (0,53-1,32)		4	0,53 (0,43-0,96)		13	0,89 (0,62-1,25)		3	1,3 (0,94-1,72)	
Présence potager	<i>Non</i>	80	0,6 (0,31-0,89)	0,128	38	0,65 (0,5-0,89)	0,344	26	0,55 (0,29-0,89)	0,596	16	0,34 (0,25-0,83)	0,059
	<i>Oui</i>	92	0,69 (0,42-0,99)		33	0,74 (0,47-1,09)		34	0,61 (0,43-0,86)		25	0,66 (0,36-0,83)	
Animaux	<i>Non</i>	61	0,54 (0,34-0,79)	0,036	25	0,6 (0,46-0,89)	0,224	20	0,49 (0,38-0,75)	0,198	16	0,5 (0,25-0,75)	0,373
	<i>Oui</i>	109	0,68 (0,4-1)		46	0,69 (0,5-1,09)		40	0,67 (0,37-1,06)		23	0,66 (0,33-0,94)	
Date de construction du logement	<i>Avant 1950</i>	75	0,74 (0,52-1,1)	0,004	37	0,76 (0,62-1,13)	0,01	22	0,75 (0,58-1,13)	0,017	16	0,54 (0,31-0,99)	0,872
	<i>Entre 1950 et 1980</i>	32	0,67 (0,47-0,94)		23	0,6 (0,46-0,93)		8	0,74 (0,47-1,62)		1	0,82 (0,82-0,82)	
	<i>Entre 1980 et 2000</i>	15	0,48 (0,26-1,25)		0	-		7	0,51 (0,15-1,25)		8	0,42 (0,29-0,96)	
	<i>Après 2000</i>	41	0,45 (0,34-0,73)		9	0,4 (0,35-0,58)		18	0,43 (0,34-0,64)		14	0,7 (0,34-0,83)	
Quantité de légumes consommée	<i>1 ou 2 portions par jour</i>	123	0,66 (0,35-1)	0,683	55	0,73 (0,5-1,13)	0,028	42	0,61 (0,35-0,81)	0,474	26	0,4 (0,26-0,94)	0,208
	<i>3 ou 4 portions par jour</i>	44	0,61 (0,42-0,84)		16	0,56 (0,42-0,71)		15	0,53 (0,38-1,24)		13	0,71 (0,45-0,82)	
Consommation récente de légumes	<i>Aucune</i>	5	0,41 (0,29-0,56)	0,72	2	1,24 (0,56-1,92)	0,8	2	0,35 (0,29-0,41)	0,316	1	0,29 (0,29-0,29)	0,599
	<i>Trois derniers jours</i>	47	0,64 (0,45-0,93)		20	0,65 (0,51-0,98)		19	0,7 (0,46-0,89)		8	0,5 (0,3-0,82)	
	<i>Dernières 24h</i>	116	0,65 (0,38-0,96)		49	0,7 (0,46-1)		36	0,55 (0,37-0,83)		31	0,57 (0,33-1,02)	
Consommation habituelle de légumes	<i>Moins d'1x/semaine</i>	2	0,51 (0,27-0,75)	0,727	1	0,75 (0,75-0,75)	0,627	1	0,27 (0,27-0,27)	0,47	0	-	-
	<i>1x/semaine</i>	13	0,7 (0,51-0,98)		5	0,7 (0,69-1,04)		8	0,61 (0,35-0,89)		0	-	
	<i>Plus d'1x/semaine</i>	154	0,63 (0,38-0,94)		65	0,67 (0,46-1)		49	0,6 (0,43-0,86)		40	0,53 (0,31-0,89)	

Proportion de légumes autoproduit consommée	Moins de la moitié	68	0,66 (0,41-1,01)	0,764	31	0,73 (0,42-1,04)	-	17	0,51 (0,46-0,98)	0,327	20	0,68 (0,35-0,93)	0,416
	Moitié	14	0,64 (0,43-0,79)		1	3,9 (3,9-3,9)		11	0,7 (0,43-0,79)		2	0,4 (0,28-0,52)	
	Plus de la moitié	6	0,73 (0,69-0,86)		0	-		4	0,8 (0,73-1,03)		2	0,57 (0,45-0,69)	
Consommation récente de pommes de terre	Aucune	52	0,6 (0,36-0,82)	0,259	28	0,69 (0,39-1,02)	0,034	8	0,46 (0,31-0,55)	0,363	16	0,53 (0,3-0,82)	0,789
	Trois derniers jours	64	0,6 (0,4-0,89)		24	0,59 (0,44-0,87)		30	0,62 (0,37-0,89)		10	0,63 (0,36-0,94)	
	Dernières 24h	52	0,72 (0,45-1,16)		18	0,93 (0,63-1,24)		20	0,72 (0,46-0,97)		14	0,41 (0,28-1,13)	
Consommation habituelle de pommes de terre	Moins d'1x/semaine	23	0,5 (0,38-0,96)	0,345	15	0,52 (0,39-1,01)	0,087	2	0,67 (0,38-0,96)	0,613	6	0,42 (0,33-0,7)	0,467
	1x/semaine	77	0,6 (0,35-0,86)		33	0,64 (0,48-0,93)		21	0,51 (0,34-0,79)		23	0,66 (0,33-1,02)	
	Plus d'1x/semaine	69	0,7 (0,43-1,13)		23	0,86 (0,62-1,22)		35	0,64 (0,41-1,16)		11	0,36 (0,23-0,94)	
Source eau	Bouteille	27	0,58 (0,38-0,89)	0,489	11	0,64 (0,5-1,22)	0,973	10	0,58 (0,44-0,76)	0,752	6	0,32 (0,23-0,82)	0,199
	Robinet	134	0,66 (0,39-0,98)		57	0,69 (0,48-1,01)		45	0,62 (0,37-0,89)		32	0,56 (0,34-0,93)	
Fréquence passage aspirateur	Tous les jours	35	0,62 (0,28-0,86)	0,043	11	0,48 (0,38-0,74)	0,009	20	0,69 (0,38-0,93)	0,712	4	0,26 (0,23-0,55)	0,048
	2x/semaine	49	0,52 (0,35-0,79)		17	0,5 (0,32-0,69)		23	0,58 (0,38-1,13)		9	0,66 (0,25-0,79)	
	1x/semaine	75	0,67 (0,45-0,96)		38	0,75 (0,6-1,01)		15	0,51 (0,28-0,71)		22	0,47 (0,33-0,7)	
	1x/mois	11	0,83 (0,76-1,21)		4	1,02 (0,65-1,79)		2	0,61 (0,46-0,76)		5	1,02 (0,83-1,16)	
Catégories de concentrations en plomb dans les sols	p25	42	0,45 (0,33-0,8)	0,002	1	0,14 (0,14-0,14)	0,005	11	0,44 (0,34-0,71)	0,214	30	0,47 (0,33-0,83)	0,909
	p25<X<p75	76	0,64 (0,43-0,83)		23	0,58 (0,42-0,73)		46	0,7 (0,46-0,98)		7	0,66 (0,27-0,71)	
	p75	43	0,8 (0,6-1,22)		39	0,8 (0,6-1,3)		1	0,62 (0,62-0,62)		3	1,1 (0,1-1,13)	
Dépassement de la norme du DS pour le plomb en usage III	< 200 mg/kg	108	0,58 (0,35-0,86)	0,026	13	0,58 (0,35-0,76)	0,093	57	0,6 (0,38-0,86)	-	38	0,53 (0,33-0,83)	-
	≥ 200 mg/kg	52	0,69 (0,51-1,11)		50	0,69 (0,52-1,13)		0	-		2	0,6 (0,1-1,1)	
Difficultés scolaires	Non	134	0,58 (0,38-0,88)	0,013	56	0,63 (0,41-0,87)	0,002	44	0,51 (0,37-0,86)	0,114	34	0,55 (0,33-1,02)	0,225
	Oui	31	0,81 (0,6-1,22)		15	1,13 (0,67-1,33)		10	0,77 (0,71-0,98)		6	0,32 (0,26-0,66)	

Parmi les paramètres liés au lieu d'habitation, la présence d'animaux dans le ménage, la fréquence de passage de l'aspirateur et la date de construction du logement ont des influences sur les concentrations en plomb urinaire chez les enfants. Ces associations sont certainement à mettre en lien direct avec l'apport et la présence de poussières et de particules de sol de l'extérieur dans le milieu intérieur ou avec la présence de matériaux contenant du plomb dans le logement (canalisations, peintures,...).

Dans l'échantillon total, plus le logement est ancien, plus les imprégnations au plomb chez les enfants sont élevées ; moins la fréquence de passage de l'aspirateur dans le ménage est importante, plus les imprégnations au plomb sont élevées ; le fait d'avoir un ou plusieurs animaux de compagnie (chat ou chien) est associé avec des concentrations en plomb urinaire plus élevées.

Entre les trois zones, vivre dans de vieilles constructions (avant 1980) est associé à un risque d'exposition plus important au plomb que de vivre dans des constructions récentes (après 1980) dans les zones A et N ; le passage fréquent de l'aspirateur dans le logement est associé avec des niveaux de plomburies plus bas chez les enfants de la zone A.

iii. Influence des concentrations en plomb dans les sols

Les concentrations en plomb dans les sols sont plus élevées dans la zone A que dans les zones N et T (p -valeur $< 10^{-3}$) et y présentent des dépassements plus importants et plus fréquents (environ 80%) de la norme du Décret Sols pour l'usage résidentiel. Les 5% des valeurs les plus hautes sont 5,5 fois supérieures à la norme. L'ensemble des dépassements de normes constatés pour le plomb sont exclusivement localisés dans cette zone (à deux exceptions près, sur des sols de la zone T).

Comme le montre la figure 18, il n'y a pas de surexposition apparente au plomb chez les enfants de la zone A qui vivent sur des sols nettement plus contaminés. Néanmoins plus de 60% des participants de la zone A vivent sur des sols dont les concentrations en plomb sont au-dessus du 75^{ème} percentile (35% vivent sur des sols compris entre les 25^{ème} et 75^{ème} percentiles) de la distribution des teneurs en Pb dans les sols. Les zones N et T présentent majoritairement des sols dont les concentrations en plomb sont soit inférieures au 25^{ème} soit comprises entre les 25^{ème} et 75^{ème} percentiles (voir table 30).

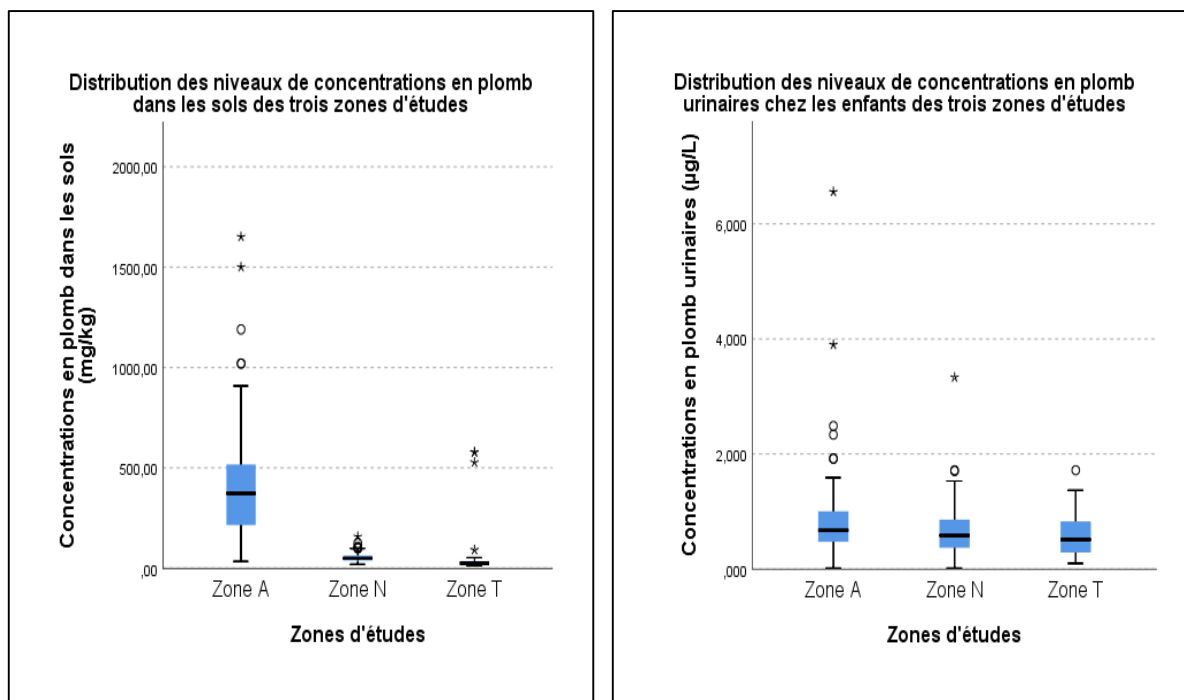


Figure 18 : distribution des teneurs en plomb dans les sols et des niveaux d'expositions en fonction des zones d'études

En regard de la qualité des sols, que ce soit de façon catégorielle (basées sur le percentile des teneurs dans les sols), ou en regard des fréquences de dépassement de la Valeur seuil du Décret sols (fixée à 200 mg/kg pour le Pb), on observe :

-Dans l'échantillon total, il existe des associations entre le niveau de contamination des sols et les plomburies des enfants résidants sur ceux-ci. Les plomburies relevées chez les enfants sont plus élevées lorsque ceux-ci résident sur des sols présentant les teneurs en plomb les plus hautes (> p75) que lorsqu'ils résident sur des sols de moindre niveau de contamination en plomb (p-valeur = 0,002, figure 19). Les plomburies augmentent proportionnellement à l'augmentation des teneurs en plomb relevées dans les sols. Le coefficient de corrélation de Spearman calculé indique une corrélation positive faible entre les niveaux de plomburies des enfants et les concentrations en plomb dans les sols (corrélation de Spearman $\rho = 0,278$; p-valeur = 0,000). Les enfants vivant sur des sols dont les concentrations en plomb dépassent la norme établie en usage III par le Décret sols présentent également des concentrations en plomb urinaires plus élevées (p-valeur=0,019).

-Dans la zone A, les plomburies relevées chez les enfants vivant sur des sols présentant des concentrations en plomb supérieures au 75eme percentile sont plus élevées que celles des enfants vivant sur des sols dont les concentrations en plomb dans les sols sont comprises entre le 25eme et 75eme percentiles (p-valeur = 0,005, figure 19). Les enfants résidants sur des sols dont les teneurs sont supérieures à 200 mg/kg présentent plus fréquemment des plomburies élevées (p-valeur=0.013).

-Dans les zones N et T, bien que les valeurs médianes de plomburies soient plus importantes chez les participants vivant sur des sols avec des concentrations en plomb comprises entre les p25 et p75 que chez les participants vivant sur des sols dont les concentrations en plomb sont inférieures au p25, ces différences ne sont pas statistiquement significatives (figure 19).

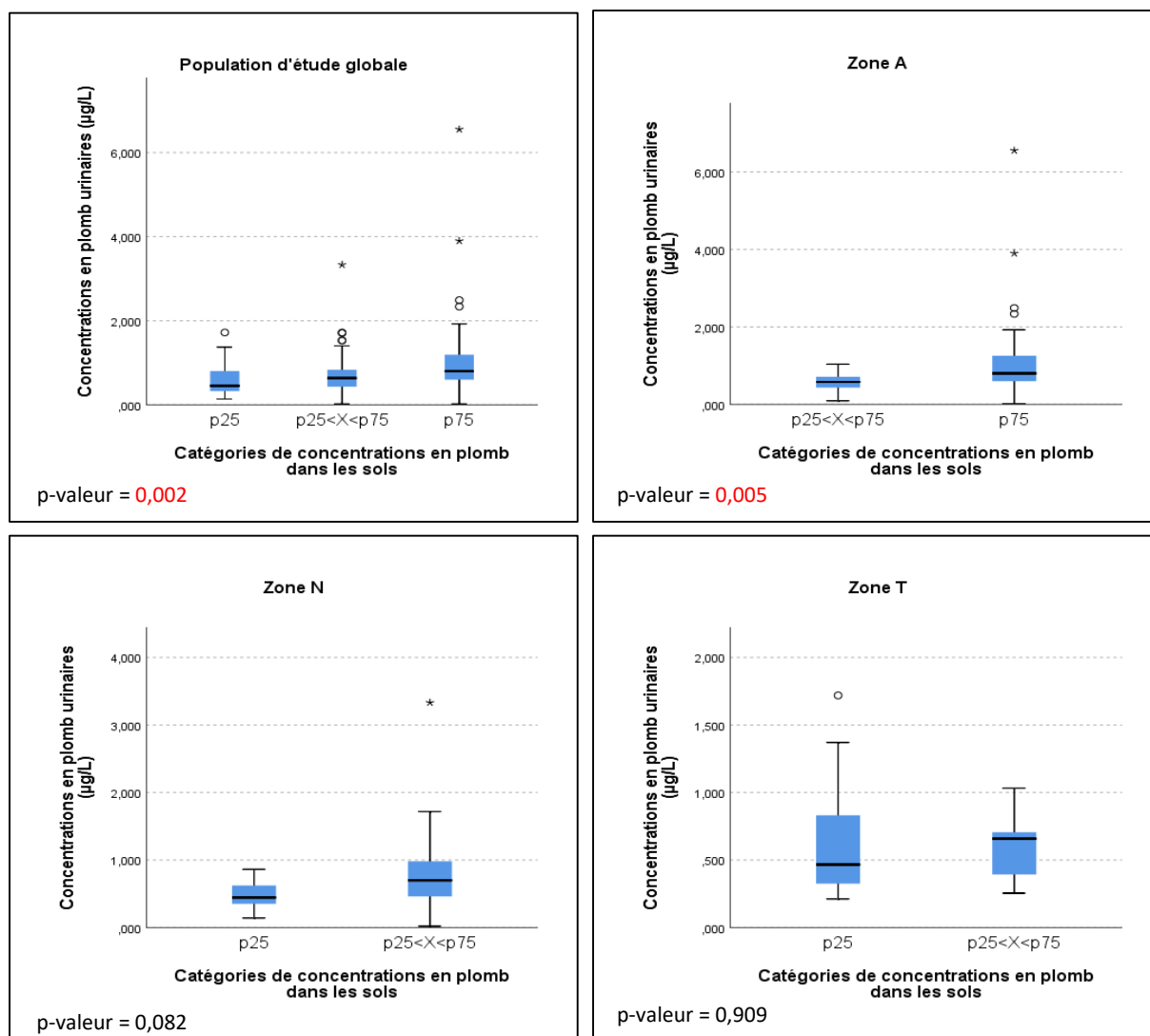


Figure 19 : Concentrations en plomb urinaires (µg/L) en fonction des catégories de concentrations en plomb dans les sols

iv. Analyse multivariée des déterminants d'imprégnation au plomb

Un modèle de régression linéaire multiple a été calculé pour expliquer les déterminants qui influencent les niveaux d'imprégnation en plomb urinaire chez les enfants de l'étude BIOSOL à partir des variables statistiquement significatives ($p < 0,05$) ou montrant une tendance ($p < 0,1$) à l'issue de l'analyse univariée.

Les variables du questionnaire retenues pour l'analyse multivariée sont : les concentrations en plomb dans les sols, l'exposition au tabagisme passif, la présence d'animaux dans le ménage, la date de construction du logement et la fréquence de passage de l'aspirateur dans la maison.

Modèle de régression linéaire multiple pour les sources d'exposition évalué dans l'étude BIOSOL prédisant la concentration du PbU ($\mu\text{g/L}$) des participants					
Variable	B	95% IC	β	t	p-valeur
Date de construction du logement	0,035	[-0,009 ; 0,079]	0,136	1,561	0,121
Exposition au tabagisme passif	0,230	[0,076 ; 0,384]	0,233	2,947	0,004
Catégories de concentrations en plomb dans les sols	0,075	[0,001 ; 0,149]	0,173	2,001	0,047

Note : $R^2 = 0,101$. $N = 151$. $P < .001$. IC = intervalle de confiance pour B.

Le modèle appliqué dans l'échantillon total explique environ 10% de la variation de la plomburie observée chez les enfants de l'étude BIOSOL, par les variables indépendantes testées, ici la date de construction du logement, l'exposition au tabagisme passif et les concentrations de plomb dans les sols. Dans ce modèle, les variables testées peuvent être considérées comme des facteurs prédictifs significatifs des plomburies mesurées chez les enfants (p -valeur $< 0,05$) hormis la date de construction du logement (p -valeur $> 0,05$).

Lorsque le modèle est appliqué par zone, les résultats s'affinent. En zone A, les concentrations en plomb dans les sols contribuent de manière significative à l'imprégnation en plomb chez les enfants avec un coefficient beta de 0,292 et constituent un modèle qui permet d'expliquer 9% de la variabilité de la plomburie (modèle de régression linéaire multiple de la zone A). Dans la zone N, ce sont le tabac et la date de construction du logement qui contribuent le plus aux imprégnations au plomb dans cette zone et expliquent 23% de la variabilité de la plomburie (modèle de régression linéaire multiple de la zone N).

Modèle de régression linéaire multiple pour les sources d'exposition évalué dans l'étude BIOSOL prédisant la concentration du PbU ($\mu\text{g/L}$) des participants de la zone A					
Variable	B	95% IC	β	t	p-valeur
Catégories de concentrations en plomb dans les sols	0,214	[0,026 ; 0,401]	0,292	2,328	0,023

Note : $R^2 = 0,09$. $N = 60$. $P < .001$. IC = intervalle de confiance pour B.

Modèle de régression linéaire multiple pour les sources d'exposition évalué dans l'étude BIOSOL prédisant la concentration du PbU ($\mu\text{g/L}$) des participants de la zone N					
Variable	B	95% IC	β	t	p-valeur
Exposition au tabagisme passif	0,411	[0,083 ; 0,739]	0,321	2,515	0,015
Date de construction du logement	0,120	[0,014 ; 0,227]	0,290	2,273	0,027

Note : $R^2 = 0,23$. $N = 53$. $P < .001$. IC = intervalle de confiance pour B.

v. *Analyse des effets des concentrations en plomb urinaires sur les difficultés scolaires*

Une analyse plus spécifique d'éventuels effets du plomb sur les enfants participant à l'étude a été menée par l'intermédiaire d'une question portant sur les difficultés scolaires des enfants. Il est connu que l'exposition répétée au plomb, même à faible concentration (Chiodo et al., 2007 ; Gilbert et Weiss, 2006), peut être associé à des troubles de santé variables. Chez les jeunes enfants, l'exposition au plomb peut affecter le développement du cerveau ce qui peut entraîner une baisse de l'intelligence (mis en évidence via une baisse du niveau de quotient intellectuel ou QI), des changements de comportements comme des baisses d'attention ou des troubles de l'humeur, ainsi que des difficultés à l'école (Needleman et Gatsonis, 1990 ; Jusko et al., 2008 ; Heidari et al., 2022). Les effets neuro-développementaux se manifestent déjà à des niveaux d'exposition relativement faibles (Lanphear et al. 2005), avec des conséquences qui persistent à l'âge adulte.

Dans l'échantillon total de notre étude, nous constatons que les enfants qui présentent des difficultés scolaires ont une imprégnation plus importante au plomb que ceux qui ne présentent pas de difficulté (p -valeur = 0,013). La présence de difficultés scolaires chez les enfants a également été évalué au regard des imprégnations aux autres polluants étudiés dans le cadre de ce projet sans que d'autres liens ne soient mis en évidence.

Au sein des zones, le lien entre plomburies et difficultés scolaires est statistiquement significatif chez les enfants de la zone A exclusivement, là où les niveaux de plomb urinaire sont les plus élevés (p -valeur = 0,002). Une analyse de corrélation montre un effet modéré de l'imprégnation en plomb dans cette zone sur les troubles scolaires, avec un coefficient de Spearman de 0,365 (p -valeur = 0,002). La force de cet effet (*Cohen, 1992*) est de 0,296 indiquant une relation modérée entre plomburies et troubles scolaires.

Pour les enfants de la zone A, des associations concordantes sont mises en évidence chez les enfants dont les parents ont déclaré des difficultés à l'école. On remarque par exemple que ces enfants :

- Vivent dans la zone d'étude qui présente le plus d'inégalités socio-économiques
- Vivent sur les sols les plus contaminés en plomb, dépassant le plus fréquemment et de façon importante la norme de 200 mg/kg.
- Habitent plus fréquemment dans des logements anciens que les enfants des zones N et T.

Finalement, l'exploitation de ces données est soumise à un certain nombre de limites et il convient donc de nuancer les résultats présentés ici. La variable étudiée fait état de déclarations des parents qui constatent des difficultés scolaires, conséquences directes de troubles de la concentration de l'attention (TDA), de l'hyperactivité (TDAH) ou d'autres troubles liés à l'apprentissage chez leurs enfants (troubles DYS par exemple).

Il existe une part de subjectivité relative à l'évaluation de la présence ou non de troubles chez les enfants par les parents et qui pourraient expliquer les difficultés scolaires. Les données concernant cette variable n'ont pu être vérifiées par les équipes, c'est-à-dire qu'il n'y a aucune preuve d'un diagnostic médical prouvant effectivement l'existence de ces troubles chez les enfants concernés. Les données socioéconomiques (diplômes, emploi, revenus des parents) pouvant influencer le niveau de

sensibilisation à ces problématiques pourraient être à l'origine d'éventuels biais de représentation des parents sur la nature des troubles scolaires et comportementaux de leurs enfants.

L'association entre plomburies plus élevées et plus grande incidence de difficultés scolaires déclarées par les parents est observée dans l'ensemble de la population d'étude et particulièrement sur la zone de Liège (zone A) qui semble largement influencer les résultats globaux. Les liens avec les variables environnementales (mauvaise qualité des sols vis-à-vis du plomb et plus grande fréquence de logements anciens dans la zone) mis en évidence avec les plomburies ne peuvent être complètement fortuits bien qu'influencés par la nature du jeu de données (fréquences des modalités de réponses).

Cette observation est interpellante, d'autant plus qu'elle est réalisée à des niveaux d'imprégnations inférieurs à ceux mesurés en population générale. Elle ne constitue pour autant qu'un signal devant être davantage documenté compte tenu des limites mises en évidence. Des études plus approfondies croisant santé environnementale, médecine scolaire et sciences de l'éducation, devraient être menées. Elles pourraient mettre en œuvre (i) des diagnostics de la présence de plomb dans l'environnement (sols, logement), (ii) des tests psychotechniques, et (iii) une étude approfondie des données de performance scolaire (PISA) en se focalisant sur la zone de Liège.

vi. Synthèse

Bien qu'il n'y ait pas de différences significatives d'imprégnations au plomb entre les zones, les niveaux de plomburies sont légèrement plus élevées chez les enfants de la zone A et on y dénombre plus de cas de dépassements de la VR établie pour la population générale wallonne. Les imprégnations restent toutefois globalement inférieures à celles mesurées en population générale wallonne (2020-2021).

Parmi les variables d'exposition au plomb testées, l'exposition au tabagisme passif, la présence d'animaux dans l'habitat, la date du logement ou l'hygiène dans la maison, sont associés à des plomburies plus importantes pour l'ensemble des participants. Dans les zones A et N, des plomburies plus élevées sont mesurées chez les enfants qui habitent un logement ancien. Dans la zone A, la consommation de certains aliments et le passage moins fréquent de l'aspirateur dans la maison sont également associés aux concentrations en plomb urinaires élevées chez les enfants. Dans la zone N, l'exposition au tabagisme passif et la date de construction du logement permettent d'expliquer 23% de la variabilité des concentrations en plomb urinaires chez les enfants.

Les teneurs en plomb élevées dans les sols et le dépassement de la norme de 200 mg/kg sont associées à de plus grandes plomburies, mis en évidence pour l'ensemble des participants. De manière générale, les plomburies des enfants sont plus élevées sur les sols plus contaminés. En zone A, plus de 80% des sols dépassent la norme établie dans le Décret sols pour l'usage résidentiel. Les concentrations en plomb urinaires relevées chez les enfants vivant sur ces sols sont plus importantes. Dans la zone A, l'analyse multivariée montre que les teneurs en plomb dans le sol expliquent 9% de la variabilité des concentrations en plomb urinaires des enfants.

L'exposition au plomb est corrélée avec des difficultés scolaires chez les jeunes enfants. Dans la zone A, les enfants qui présentent ce genre de troubles présentent aussi des plomburies plus élevées.

IV. Synthèse générale

Le volet « santé humaine » du projet BIOSOL vise à comparer les niveaux d'exposition biologique d'enfants de 6-11 ans résidant au droit de sols contaminés sur trois zones : la zone « A » (à « contamination anthropique » - quartiers de Chénée et Grivegnée – Ville de Liège) : la zone T (zone « témoin », commune de Jodoigne) et la zone « N » (à « contamination naturelle » commune d'Aubange, Musson et Saint-Léger) et rechercher les déterminants (comportementaux, alimentaires, etc., via les questionnaires) et environnementaux (sols, logement) de ces expositions.

Pour les sols, bien que toutes les grandeurs relatives à leurs propriétés physico-chimiques n'aient encore pu être traitées (pH, matières organique, majeurs, granulométrie, bioaccessibilité orale par la méthode « UBM » ou simplifiée, spéciation par la méthode BCR, phytotest sur Ray-grass), les teneurs « eau régale » en Pb, Cd, As, Ba, Sn, Sb et Co mesurées dans les sols des jardins des participants sont exploitées en tant que variables pour rechercher des associations avec les niveaux d'exposition biologique.

Les **niveaux de contaminations des sols** des jardins privés des participants pour les métaux traces et métalloïdes présentent des différences marquées d'une zone d'étude à l'autre.

-La zone A présente les teneurs les plus élevées en Pb, Cd, Ba, Sn et Sb et des différences statistiquement significatives avec celles mesurées dans les sols de la zone N et T. En zone A, respectivement 75% et 80% des sols dépassent les normes légales de 3 mg/kg et de 200 mg/kg pour le Cd et le Pb.

-La zone N présente des enrichissements en As et Co significativement différents des concentrations rencontrées dans les zones A et T. Plus de 50% des sols de la zone N dépassent la norme de 40 mg/kg d'As dans les sols. Les teneurs en Cd sont, à l'inverse relativement faibles, voire inférieures à celles de la zone T.

-La zone T présente les plus faibles teneurs en Pb, As et Ba, des teneurs en Cd plutôt faibles mais des concentrations en Sn et Sb qui ne diffèrent pas significativement de celles mesurées en zone A.

Dans l'hypothèse où des teneurs en métaux plus élevées dans les sols devraient donner lieu à de plus grands niveaux d'exposition biologique, on devrait s'attendre à mesurer les plus hautes concentrations urinaires en Pb, Cd, Ba, Sn et Sb auprès des enfants de la zone A, d'une part, et de plus hautes concentrations urinaires en As et en Co chez ceux de la zone N, d'autre part. Toutefois, la variabilité des sources autres que les sols, la variabilité des facteurs comportementaux, les différences intrinsèques aux populations étudiées, les limitations dues aux tailles relativement modestes de la population d'étude et bien sûr les caractéristiques propres à chaque contaminant (absorption, cinétique d'assimilation/d'élimination), affectent nécessairement la manière dont le lien entre imprégnation et exposition aux sols peut être mis en évidence.

A part quelques exceptions, l'ensemble de la population d'étude présente généralement des niveaux d'exposition inférieurs ou égaux à ceux mesurés en population générale. Les imprégnations mesurées sont généralement comprises entre celles déterminées pour la population nord-américaine (NHANES – les plus faibles) et française (ESTEBAN- les plus élevées) et inférieures ou du même ordre que celles

déterminées pour la population générale wallonne. Les fréquences de dépassements des valeurs de références populationnelles (VR) restent relativement faibles.

Des différences statistiquement significatives entre les trois populations d'étude ont pu être mises en évidence à partir des modalités de réponses aux **questionnaires**.

En comparaison à la zone A et à la zone T, la zone N comporte davantage de ménages à revenus élevés et d'enfants exposés au tabagisme passif. Les enfants de la zone N sont relativement plus nombreux à s'alimenter de produits issus de leurs potagers et consomment aussi davantage de poisson que ceux des zones T et A. L'hygiène de la maison semble également être meilleure pour les individus de la zone N, avec une plus grande fréquence de passage de l'aspirateur et de nettoyage par voie humide.

Les logements des participants sont plus anciens, en moyenne, sur la zone A en comparaison aux deux autres zones. A ce titre, bien qu'il n'ait pas été possible, via les questionnaires, de mettre en avant une plus grande proportion d'habitation ayant des canalisations en Pb dans la zone A, ces dernières sont fréquentes dans les habitations anciennes. Davantage d'enfants consomment du chocolat sur la zone A également.

Les différences mises en évidence ci-dessus sont ou peuvent être parfois responsables de différences de niveaux d'expositions biologiques chez les enfants des trois zones d'étude.

Lorsqu'on reprend exclusivement les données issues du questionnaire :

Toutes zones confondues,

-Les concentrations élevées en antimoine urinaire ne sont associées à aucune variable d'exposition de manière statistiquement significative sur l'ensemble des trois zones.

-Les arsenicuries (Asi+MMA+MA) élevées sont associées à une plus grande consommation de poisson, de riz, de céréales et de graines.

-Les concentrations élevées en baryum urinaire ne sont associées à aucune variable d'exposition de manière statistiquement significative sur l'ensemble des trois zones.

-Des cadmiuries plus grandes sont observées chez les enfants consommant relativement plus de légumes du potager et chez ceux dont le logement est aspiré le moins fréquemment. Le statut tabagique des parents n'est pas associé à une plus grande cadmiurie chez l'enfant, comme généralement attendu. Aucune cadmiurie ne dépasse la valeur de vigilance HBM I, indiquant que les niveaux d'exposition au cadmium ne posent pas de risque pour la santé à l'échelle de la population d'étude et ne donnent pas lieu à la mise en place de mesures particulières pour réduire l'exposition.

-Les concentrations élevées en cobalt urinaire sont associées principalement à une consommation plus importante de chocolat.

-Les concentrations en étain urinaire sont plus importantes chez les enfants déclarant consommer davantage de légumes et chez les individus exposés au tabagisme passif.

-Les plomburies élevées sont principalement associées à une exposition au tabagisme passif, à la présence d'animaux domestique, à l'ancienneté du logement et à une fréquence faible de passage de l'aspirateur.

Zone par zone, les différences suivantes peuvent être relevées :

-En Zone A : les plomburies plus élevées sont associées au fait d'habiter un logement ancien, d'avoir consommé récemment des pommes de terre et de passer moins souvent l'aspirateur.

-En zone N : les plomburies plus élevées sont associées au fait d'habiter un logement ancien. Les concentrations en étain urinaire sont plus élevées chez les participants soumis au tabagisme passif (relativement plus nombreux en zone N). Les concentrations en étain urinaire sont également plus élevées chez les enfants déclarant consommer d'avantage (ou plus fréquemment) des légumes. Enfin, les arsenicuries plus élevées (Asi+MMA+DMA) sont associées à une consommation de poisson plus fréquente que sur les deux autres zones.

-En Zone T : des cadmiuries plus grandes sont observées chez un très faible nombre d'enfant déclarant consommer davantage de légumes autoproduits. Des concentrations en Asi+MMA+DMA sont associées à une plus récente consommation de poisson et de graines. Une plus grande imprégnation en antimoine urinaire des enfants résidant dans la zone témoin a été mise en évidence et reste inexpliquée à l'issue de ce travail.

Il n'existe pas de différence d'imprégnation en Cd, Co, Ba, Pb urinaire selon le fait de résider dans l'une des trois zone d'étude. Des différences se marquent davantage pour Sn, Sb, As total et Asi+MMA+DMA urinaires, sans être pour autant expliquées par des facteurs relevant de la qualité des sols, et sont parfois difficilement interprétables. En l'occurrence, des concentrations en Sn et en Sb urinaires plus élevées sont observées pour les enfants de la zone N (en comparaison aux zones T et A) et pour les enfants de la zone T (en comparaison aux zones N et A), respectivement. La présence en zone N de plus nombreux consommateurs de poisson explique les arsenicuries (totale et spéciée) plus élevées en comparaison aux zones T et A. Après ajustement, il n'y a plus de différences statistiquement significatives d'arsenicurie entre les trois zones d'étude. Les plus grands niveaux d'antimoine urinaire mesurés à Jodoigne restent inexpliqués.

En considérant, plutôt que les zones d'étude, les données relatives aux **contamination des sols**, exprimées en classes de valeurs construites sur des percentiles particuliers des distributions de concentrations dans les sols :

Des différences statistiquement significatives entre les concentrations mesurées dans les urines des participants et les niveaux de contamination des sols sont observées sur l'ensemble des trois zones pour le cobalt urinaire et la plomburie. Pour ces deux biomarqueurs, plus les teneurs dans les sols sont élevées, plus les imprégnations des enfants résidant sur ces sols le sont aussi. Cette tendance se marque pour les plomburies en zone A, où les teneurs en Pb dans les sols sont les plus élevées et associées à des dépassements plus fréquents de la norme décrétable de 200 mg/kg. Les concentrations en Co urinaire plus élevées en zone N peuvent être, au moins partiellement mises en lien avec les teneurs en Co dans les sols plus élevées dans cette zone.

Enfin, pour l'arsenicurie totale ou spéciée, il n'y a pas de différence d'imprégnation statistiquement significative selon les teneurs mesurées dans les sols. Ces dernières sont en moyenne largement en dessous du seuil de 100 mg/kg au-delà duquel des surexpositions peuvent être attendues auprès de populations exposées. L'étude indique un impact faible à limité de la qualité des sols en zone N sur l'imprégnation des enfants qui y résident.

Les **analyses multivariées** pour l'arsenicurie et la plomburie ont permis de déterminer des modèles qui sont (i) exclusivement dépendant de variables liées à l'alimentation pour l'arsenicurie (Asi+MMA+DMA) : la consommation de poisson, de céréales et de graines et (ii) davantage multifactoriels pour les plomburies, expliquées par la date de construction du logement, l'exposition au tabagisme passif et par les concentrations en Pb dans les sols.

L'influence de l'exposition au plomb sur les troubles scolaires et indirectement, sur le développement cognitif et sur la santé mentale ont été largement étudiés à travers une variable relative aux difficultés scolaires éprouvées par l'enfant et observées par les parents.

La fréquence des parents déclarant des difficultés scolaires n'est pas différente selon la zone d'étude. En revanche, dans la zone A, la fréquence de déclaration de difficultés scolaires est associée à davantage de variables socio-économiques, notamment le niveau de diplôme et le statut d'emploi des parents. Sur l'ensemble de la population d'étude, les enfants qui présentent des difficultés scolaires ont une plomburie plus élevée. Il s'avère aussi que cette association est surtout observée sur la zone A, dans laquelle les plomburies élevées sont à la fois liées à la qualité des sols et à l'âge du logement.

Les liens entre la plomburie, les variables socio-économiques, les teneurs en plomb dans les sols, l'âge des logements et les difficultés scolaires mis en évidence ici sont, malgré les limites inhérentes à l'étude, d'autant plus interpellants qu'ils s'observent pour des niveaux d'expositions inférieurs à ceux mesurés en population générale wallonne.

Ce rapport d'analyse statistique décrit les niveaux d'imprégnation urinaires chez 172 enfants en As, Cd, Pb, Ba, Co, Sb, Sn et réalise une série d'investigation sur les déterminants comportementaux et environnementaux des concentrations urinaires en métaux. Selon les substances considérées, l'alimentation (pour As, Sn, Cd), l'âge du logement (Pb) et la qualité des sols (Pb, Co) permettent généralement d'expliquer une part des variations des niveaux d'imprégnations chez les jeunes enfants. Il reste cependant difficile de cerner et d'évaluer l'influence de l'ensemble des facteurs explicatifs des expositions aux métaux lourds, notamment pour les polluants « émergents » (Ba, Co, Sb et Sn).

La mise en place d'une étude pluridisciplinaire à plus grande échelle sur la ville de Liège, adressant de façon plus robuste les liens de santé environnementale et de santé mentale chez les enfants devrait être considérée. Elle devra prendre en compte une meilleure évaluation des expositions au plomb, de la qualité des sols et des logements en lien avec les catégories socio-économique des parents ainsi que des difficultés scolaires dans l'objectif de mieux identifier les populations à risque, améliorer la prévention et, le cas échéant, agir pour contribuer à réduire de potentiels effets sur la santé de la population vis-à-vis du plomb.

Bibliographie

- AFSCA (2009) : *Estimation de l'exposition alimentaire au cadmium par la population Belge, avis 35-2009 (dossier Sci Com N°2009/13), 29 pp*
- Aide M.T., Beighley D. & Dunn D. (2013). *Soil profile arsenic concentration distributions in Missouri soils having cambic and argillic soil horizons. Soil and Sed. Contamination 23, 313-327.*
- Akerstrom, M., Barregard, L., Lundh, T. et al. *Variability of urinary cadmium excretion in spot urine samples, first morning voids, and 24 h urine in a healthy non-smoking population: Implications for study design. J Expo Sci Environ Epidemiol 24, 171–179 (2014).*
- Alloway, B.J. (2013). *Tin. In: Alloway, B. (eds) Heavy Metals in Soils. Environmental Pollution, vol 22. Springer, Dordrecht.*
- ANSES (2011) *Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2) Tome 1 : Contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques persistants, mycotoxines, phyto-estrogènes 346 pp*
<https://www.anses.fr/fr/system/files/PASER2>
- ANSES (2015) *AVIS de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à l'évaluation des risques sanitaires liés à la présence du baryum dans les eaux destinées à la consommation humaine Avis de l'Anses Saisine n° 2015-SA-0035 Saisines liées n° 2004-SA-0060 et 2012-SA-0206.*
- ANSES (2019) : *AVIS de l'Anses relatif à l'Exposition au cadmium (CAS n°7440-43-9) – Propositions de valeurs toxicologiques de référence (VTR) par ingestion, de valeurs sanitaires repères dans les milieux biologiques (sang, urine, ...) et de niveaux en cadmium dans les matières fertilisantes et supports de culture permettant de maîtriser la pollution des sols agricoles et la contamination des productions végétales. 44 pp.*
- Appel, C., Ma, L. (2002). *Concentration, pH, and surface charge effects on cadmium and lead sorption in three tropical soils. J. Environ. Qual. 31, 581–589.*
- Armbruster DA, Pry T. (2008). *Limit of blank, limit of detection and limit of quantitation. Clin Biochem Rev. 2008 Aug, 29 Suppl 1, 49-52. PMID: 18852857; PMCID: PMC2556583.*
- ATSDR (2012). *Toxicological profile for cadmium. Atlanta, GA: Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.*
<https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5.pdf>.
- Baccarelli A., Pfeiffer R., Consonni D., Pesatori A.C., Bonzini M., Patterson D.G., Bertazzi P.A., Landi M.T. (2005) *Handling of dioxin measurement data in the presence of non-detectable values: Overview of available methods and their application in the Seveso chloracne study, Chemosphere, Volume 60, Issue 7, 898-906, ISSN 0045-6535. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.01.055>.*

- Beliaeva, A. P. (1967). *The effect of antimony on the generative function. Gigiena Truda I Professional'nye Zabolevaniia*, 11(1), 32-37.
- Belkacem R, Pigeron-Piroth I. (2015). *Un marché de l'emploi intégré ? L'emploi frontalier et ses dimensions socioéconomiques*. In: Wille C, éditeur. *Kultur und soziale Praxis*. 1^{re} éd. Bielefeld, Germany, p. 39-58
- Bimonte, V.M., Besharat, Z.M., Antonioni, A. et al. (2021) *The endocrine disruptor cadmium: a new player in the pathophysiology of metabolic diseases*. *J Endocrinol Invest* 44, 1363–1377 (2021). <https://doi.org/10.1007/s40618-021-01502-x>
- Binder, S., Forney, D., Kaye, W., Paschal, D. (1987). *Arsenic exposure in children living near a former copper smelter*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39, 114–121. <https://doi.org/10.1007/BF01691798>
- Blaurock-Busch, E., Amin, O. R., & Rabah, T. (2011). *Heavy metals and trace elements in hair and urine of a sample of arab children with autistic spectrum disorder*. *Maedica*, 6(4), 247-257.
- Brenniman G.R., Levy P.S. (1984) *Epidemiological study of barium in Illinois drinking water supplies*. In *Advances in modern toxicology*. Calabrese EJ, ed Princeton, NJ: Princeton Scientific Publications pp 231-240.
- Bretin P. et al. (2008) *Saturnisme. Quelle stratégies de dépistage chez l'enfant ? Expertise opérationnelle*. Institut de Veille Sanitaire, 300pp.
- Brown, M. G., Wohn, D. Y., & Ellison, N. (2016). *Without a map : College access and the online practices of youth from low-income communities*. *Computers & Education*, 92-93, 104-116. <https://doi.org/10.1016/j.compedu.2015.10.001>
- Buchet, J.P., Staessen, J., Roels, H., Lauwerys, R., Fagard, R. (1996) *Geographical and temporal differences in the urinary excretion of inorganic arsenic: A Belgian population study*. *Occup. Environ. Med.* 53, 320–327. <https://doi.org/10.1136/oem.53.5.320>
- Buerge-Weirich, D., Hari, R., Xue, H.B., Behra, P., Sigg, L. (2002) *Adsorption of Cu, Cd, and Ni on goethite in the presence of natural groundwater ligands*. *Environ. Sci. Technol.* 36, 328–336.
- Buckingham, J., Wheldall, K., & Beaman-Wheldall, R. (2013). *Why poor children are more likely to become poor readers : The school years*. *Australian Journal of Education*, 57(3), 190-213. <https://doi.org/10.1177/0004944113495500>
- Chiodo LM, Covington C, Sokol RJ, Hannigan JH, Jannise J, Ager J, et al. (2007) *Blood lead levels and specific attention effects in young children*. *Neurotoxicology and Teratology* 29(5), p.538-46.
- Clemente, R. (2013) *Antimony*. In: Alloway, B. (eds) *Heavy Metals in Soils*. *Environmental Pollution*, vol 22. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_18

- Clotfelter, C. T., Ladd, H. F., & Vigdor, J. L. (2006). *Teacher-Student Matching and the Assessment of Teacher Effectiveness*. *Journal of Human Resources*, *XLI*(4), 778-820. <https://doi.org/10.3368/jhr.XLI.4.778>
- Cohen J. (1992) *A power primer*. *Psychological Bulletin*. *112*(1), p. 155-9.
- Demaegdt H. & Cheyns K. (2024) *Analysis of Co, Cd, Ba, Pb, Sn, Sb, total As and As species in urine samples from the BioSol project*. *Methodological Informations*, 6 pp.
- Dewolf, M., Bouvriez, P., Fierro, P., Rubini, A., Fris, W., Van, A., Noël, E., Sanitaire, H.V. (2009) *Biomonitoring de populations infantiles exposées à différents niveaux de pollution en Province de Hainaut (2007-2009) Résumé 1–5*.
- Do, M.T., Smith, L.F., Pinsent, C.L. (2011) *Urinary Inorganic Arsenic in Residents Living in Close Proximity to A Nickel and Copper Smelter in Ontario, Canada*. *Can. J. Public Heal.* *102*, 467–471. <https://doi.org/10.1007/bf03404202>
- Durand C. Sauthier N. & Schwoebel V. (2011) *Évaluation de l'exposition à des sols pollués au plomb, au cadmium et à l'arsenic en Aveyron. Étude Cassiopée (cadmium et arsenic dans les sols : impact observé sur une population exposée) - Octobre 2008*. Saint-Maurice: Institut de veille sanitaire; 2011. 307 p
- EFSA (2009) *Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on Arsenic in Food (2009)* *EFSA Journal* *7*(10):135, 199 pp.
- EFSA (2010) *Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on Lead in Food - EFSA*. *EFSA J.* *8*, 151. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1570>
- EFSA (2012) *Lead dietary exposure in the European population*. *EFSA J.* *10*, 2831. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2831>
- Elghany, N.A., Schumacher, M.C., Slattery, M.L., West, D.W., Lee, J.S. (1990). *Occupation, cadmium exposure, and prostate cancer*. *Epidemiology* *1*, 107–115.
- Fabres B., Helynck B. & Saviuc P. (1999) *Evaluation de l'exposition des enfants au plomb par l'usine Metaleurop à Arnas (Rhône). Résultat du dépistage des imprégnations au plomb et analyse des facteurs de risques*. *CIRE de Rhône-Alpes et Auvergne*, 79 pp .
- Fierens, S., Rebolledo, J., Versporten, A., Brits, E., Haufroid, V., De Plaen, P., Van Nieuwenhuysse, A., (2016). *Human biomonitoring of heavy metals in the vicinity of non-ferrous metal plants in Ath, Belgium*. *Arch. Public Heal.* *74*, 1–11.
- Fillol C, Dor F. (2012) *Exposition de la population du bassin de Moselle et Madon à l'arsenic. Mesures urinaires*. Saint-Maurice : Institut de veille sanitaire ; 2012. 81 pp
- Fillol C. , Dor F. Labat L . et al. (2010) *Urinary arsenic concentrations and speciation in residents living in an area with naturally contaminated soils*. *Science of the total Environment* *408*, 1190-1194.

-Fillol C., Oleko A., Gane J., Pecheux M., Saoudi A., Zeghnoun A. (2022) Imprégnation de la population française par les métaux et métalloïdes. Programme national de biosurveillance. Esteban 2014-2016. Synthèse. Saint-Maurice : Santé publique France ; 2021 : 12 p.

-Gasanov A. & Naumov A.V. (2016) World and Russian Markets of Arsenic. *Russian Journal of Non-Ferrous Metals* 57(7),670–680.

-Gebel, T., Kevekordes, S., Schaefer, J., Von Platen, H., & Dunkelberg, H. (1996). Assessment of a possible genotoxic environmental risk in sheep bred on grounds with strongly elevated contents of mercury, arsenic and antimony. *Mutation Research/Genetic Toxicology*, 368(3-4), 267-274. [https://doi.org/10.1016/S0165-1218\(96\)90068-3](https://doi.org/10.1016/S0165-1218(96)90068-3)

-Gebel T.W . Suchenwirth R.H.R, Bolten C. & Dunkelberg H.H (1998) Human biomonitoring of arsenic and antimony in case of an elevated geogenic exposure. *Environmental Health perspectives*, 106 (1), 33-39

-Gillaizeau F., Le Gal C., Maudet C., Fournier M., Leuillet S. (2020) Méthodes de gestion des valeurs sous des seuils de détection ou de quantification. *Revue d'Épidémiologie et de Santé Publique* Volume 68, Supplement 3, S137, <https://doi.org/10.1016/j.respe.2020.03.076>.

-Gilbert SG, Weiss B. (2006). A rationale for lowering the blood lead action level from 10 to 2µg/dL. *NeuroToxicology*, 27(5), p.693-701.

-Haute Autorité de Santé (2020) Dépistage, prise en charge et suivi des personnes potentiellement surexposées à l'arsenic inorganique du fait de leur lieu de résidence. In *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement*. <https://doi.org/10.1016/j.admp.2020.06.004>

-He, Z.L., Xu, H.P., Zhu, Y.M., Yang, X.E., Chen, G.C. (2005) Adsorption-desorption characteristics of cadmium in variable charge soils. *J Environ Sci Heal* 40, 805–822.

-Heidari S, Mostafaei S, Razazian N, Rajati M, Saeedi A, Rajati F. (2022) The effect of lead exposure on IQ test scores in children under 12 years: a systematic review and meta-analysis of case-control studies. *Syst Rev*. 11(1), p. 106.

-Hinwood A.L . Sim M.R . Jolley D . de Klerk N . Bastone E.B . Gerostamoulos J & Drummer O. K. (2004) Exposure to inorganic arsenic in soil increases urinary inorganic arsenic concentrations of residents living in old mining areas. *Environmental Geochemistry and Health* 26, 27–36.

-Hoet P (2022) BioMonitoring Humain-Wallon – BMH-Wal Distributions des valeurs de référence AsT, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Se, Tl et Zn dans les urines phase 1 12-19 ans & 20-39 ans phase 2 3-5 ans & 6-11 ans ; 89 pp

-Hwang Y.H. BORNSCHEIN R.L .GROTE J . MENRATH W. & RODA S. (1997) Environmental Arsenic Exposure of Children around a Former Copper Smelter Site. *Environmental Research* 72, 72–81

-Jacques A., Pirard C., Hoet P., Ruthy I., Maggi P., Charlier C., Haufroid V., Demaegdt H., Cheyns K., Remy S. (2023) BioMonitoring Humain Wallon BMH-Wal, détermination des valeurs de référence pour

la population wallonne, phase 2 : enfants 3-5 ans et enfants 6-11 ans. Rapport RP1- RAP-22-03536. Janvier 2023. 52p

-Jacques, A., Maggi, P., Ruthy, I., Petit, J.C.J. (2020) Biomonitoring Humain "Témoign" à Bressoux et Comparaison avec les résultats du biomonitoring SANISOL - Rapport n°967/2020.

-JEFCA/WHO (2011) (Joint Expert Committee on Food Additives/World Health Organization), Food and Agriculture -Organization of the United Nations (2011) Safety evaluation of certain contaminants in food. Geneva.

-Jérôme C.J. Petit, Patrick Maggi, Catherine Pirard, Corinne Charlier, Ann Ruttens, Amandine Liénard, Gilles Colinet, Suzanne Remy (2022) Human biomonitoring survey (Pb, Cd, As, Cu, Zn, Mo) for urban gardeners exposed to metal contaminated soils. Environmental Pollution, 312(1),120028. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022>

-Jiménez E . Esteban E. & Peñalosa J.M. (2012) The Fate of Arsenic in Soil-Plant Systems. D.M. Whitacre (ed.), Reviews of Environmental Contamination and Toxicology 215, 36 pp.

-Jusko TA, Henderson CR, Lanphear BP, Cory-Slechta DA, Parsons PJ, Canfield RL. (2008) Blood Lead Concentrations < 10 µg/dL and Child Intelligence at 6 Years of Age. Environ Health Perspect. 116(2), p.243-8.

-Kabata-Pendias, A. (2001) Trace elements in soils and plants. CRC Press, N.Y

-Kavanagha P . Farago M.E . Thornton I . Goessler W . Kuehnelt D . Schlagenhafen C. & Irgolic K. J. (1998) Urinary arsenic species in Devon and Cornwall residents, UK. A pilot study. Analyst 123, 27–29.

-Kazantzis, G. (1979). Renal tubular dysfunction and abnormalities of calcium metabolism in cadmium workers. Environ. Health Perspect. 28, 155–159.

-Kim, H.-A., Heo, Y., Oh, S.-Y., Lee, K.-J., & Lawrence, D. A. (1999). Altered serum cytokine and immunoglobulin levels in the workers exposed to antimony. Human & Experimental Toxicology, 18(10), 607-613. <https://doi.org/10.1191/096032799678839400>

-Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, Yolton K, Baghurst P, Bellinger DC, Canfield RL, Dietrich KN, Bornschein R, Greene T, Rothenberg SJ, Needleman HL, Schnaas L, Wasserman G, Graziano J and Roberts R (2005) Low-level environmental lead exposure and children's intellectual function: an international pooled analysis. Environmental Health Perspectives, 113, 894-899.

-Laperche V . Dictor M.C . Clozel-Leloup B, Baranger P (2003) Guide méthodologique de l'arsenic appliqué à la gestion des sites et des sols pollués. BRGM/RP-52066-FR, 136 pp.

-Lauwerys, R., Amery, A., Bernard, A., Bruaux, P., Buchet, J.P., Claeys, F., De Plaen, P., Ducoffre, G., Fagard, R., Lijnen, P., Nick, L., Roels, H., Rondia, D., Saint-Remy, A., Sartor, F., Staessen, J. (1990) Health effects of environmental exposure to cadmium: Objectives, design and organization of the cadmibel study: A cross-sectional morbidity study carried out in Belgium from 1985 to 1989. Environ. Health Perspect. 87, 283–289.

- Ledrans, M., Burgei, E., Escousse, A. (1999). *Evaluation de l'imprégnation saturnine des enfants exposés aux polluants émis par l'usine TPC à Seurre.*
- Legout C. (2009) *Exposition au plomb des enfants fréquentant le quartier de la Poudrette aux Pavillons sous-bois (Seine-Saint-Denis)- Résultats du dépistage du saturnisme – Juin 2004- Résultats de l'étude des facteurs d'exposition au plomb selon des méthodes d'analyses de « données censurées à gauche ».* Institut de Veille Sanitaire, 35pp.
- Madejón, P. (2013). *Barium.* In: Alloway, B. (eds) *Heavy Metals in Soils. Environmental Pollution*, vol 22. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_19
- Maggi P., Petit J.C.J. & Remy S (2019) *BIOMONITORING CIBLÉ POUR LES USAGERS DU COIN DE TERRE DE BRESSOUX : RAPPORT FINAL.* Rapport N°00447/2019, ISSeP, 109 pp.
- Morgan, P. L., Farkas, G., Hillemeier, M. M., & Maczuga, S. (2009). *Risk Factors for Learning-Related Behavior Problems at 24 Months of Age : Population-Based Estimates.* *Journal of Abnormal Child Psychology*, 37(3), 401-413. <https://doi.org/10.1007/s10802-008-9279-8>
- Morin G. & Calas G. (2006) *Arsenic in Soils, Mine Tailings, and Former Industrial Sites.* *Elements* 2, 97-101.
- Muijs, D., Harris, A., Chapman, C., Stoll, L., & Russ, J. (2004). *Improving Schools in Socioeconomically Disadvantaged Areas ? A Review of Research Evidence.* *School Effectiveness and School Improvement*, 15(2), 149-175. <https://doi.org/10.1076/sesi.15.2.149.30433>
- Needleman HL.(1990) *Low-Level Lead Exposure and the IQ of Children: A Meta-analysis of Modern Studies.* *JAMA.*263(5), 673.
- Nordstrom D.K . Archer D. (2003) *Arsenic thermodynamic data and environmental geochemistry.* In: *Arsenic in Ground Water.* Welch A.H . Stollenwerk K.G. (eds) Kluwer Academic Publishers, Amsterdam, 1-25.
- Norra, S., Lanka-Paditha, M., Krazmar, U., & Steuben, D. (2006). *Mineralogical and geochemical patterns of urban surface soils, the example of Pforzheim, Germany.*
- NRC-Committee on Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants (1977) *NATIONAL RESEARCH COUNCIL NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES WASHINGTON, D.C. 1977, 332 pp.*
- Obeng A, Roh T, Aggarwal A, Uyasmasi K, Carrillo G. (2023) *The contribution of secondhand tobacco smoke to blood lead levels in US children and adolescents: a cross-sectional analysis of NHANES 2015–2018.* *BMC Public Health.* 23(1), 1129.
- Oleko A, Fillol C, Balicco A, Bidondo ML, Gane J, Saoudi A, Zeghnoun A. (2020) *Imprégnation de la population française par le plomb. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016.* Saint-Maurice : Santé publique France, 2020. 53 p.

- Oleko A, Fillol C, Saoudi A, Zeghnoun A, Bidondo ML, Gane J, Balicco A (2021). Imprégnation de la population française par le cadmium. Programme national de biosurveillance, Esteban 2014-2016 43 pp.
- Organisation Mondiale de la Santé (2006) Apostoli P, Cornelis R., Duffus J., Hoet P., Lison D., Tempkleton D. ELEMENTAL SPECIATION IN HUMAN HEALTH RISK ASSESSMENT, 257 pp. https://www.researchgate.net/publication/24243018_Biological_half-life_of_cadmium_in_the_urine_of_inhabitants_after_cessation_of_cadmium_exposure
- ORS PACA (2001) Evaluation des conséquences sanitaires et environnementales de la pollution d'origine industrielle au cadmium autour du site TLM dans le 15e arrondissement de Marseille. Observatoire Régional de la Santé PACA, 146pp .
- Pêcheux M, Kairo C, Verrier A, Bassi C, Yvon JM, Vaissière E, et al. (2021) Préconisations de dépistage émises par Santé publique France en lien avec des expositions environnementales au plomb à la suite des recommandations du HCSP : bilan des saisines de juillet 2014 à janvier 2019. Saint-Maurice : Santé publique France, 2021. 37 p.
- Pereira B., Titeux H., Schneider A. & Sonnet P (2012) Rapport Final du Projet Pollusol2, Partie « sols » Volume I. Université Catholique de Louvain, 314 pp.
- Pereira, B., Wolter, J., Vandeuken, A., Delmelle, P. (2020). Délivrable 4.2 (A/B/C/D) : Détermination des concentrations de fond du site des Coins de Terre de Bressoux et de ses alentours directs et mise à jour du guide de détermination des concentrations de fond.
- Pereira B., Vandeuken A., Delmelle P. (2022). Screening des teneurs en éléments traces potentiellement toxiques des sols wallons. Projet BIOSOL - WP1 - tâche 1C. Earth and Life Institute - Environmental Sciences (ELIE) Université catholique de Louvain (UCLouvain), 59 pp.
- Petit J., Peeters M. Herbrich L. Remy S. Veschkens M. (2024) Projet BIOSOL, campagne de recrutement : préparation, méthodologie et résultats (DÉLIVRABLE 7). Rapport ISSEP 02276/2023, 30 pp.
- Polissar L . Lowry-Coble K . Kalman D.A . Hughes J.P . van Belle G . Covert D.S . Burbacher T.M . Bolgiano D . Mottet N.K. (1990) Pathways of human exposure to arsenic in a community surrounding a copper smelter. Environmental Research 53(1), 29-47.Priedviza District, Slovakia. Environmental Health Perspectives 111(7), 889-894.
- Ranft U . Miskovic P . Pesch B . Jakubis P . Fabianova E . Keegan T . Hergemöller A . Jakubis M .Nieuwenhuijsen M.J. & the EXPASCAN Study Group Environmental Health Perspectives (2003) Association between Arsenic Exposure from a Coal-Burning Power Plant and Urinary Arsenic Concentrations in
- Russell, A. E., Ford, T., & Russell, G. (2015). Socioeconomic Associations with ADHD : Findings from a Mediation Analysis. PLOS ONE, 10(6), e0128248. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128248>
- Santé Canada (2004). l'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada partie II : les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR). Cat. H46-2/04-368F ISBN0-662-77958-4.

-Smolders, E., Mertens, J. (2013) Cadmium. In: Alloway, J.B. (Ed.), *Heavy Metals in Soils – Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability*, 3 ed. Springer, Dordrecht, pp. 283–299.

-Staessen, J., Bruaux, P., Claeys-Thoreau, F., DePlaen, P., Ducoffre, G., Lauwerys, R., Roels, H., Rondia, D., Sartor, F., Amery, A. (1988). *The relationship between blood pressure and environmental exposure to lead and cadmium in Belgium.* *Environ. Health Perspect.* 78, 127–129. <https://doi.org/10.1289/ehp.8878127>

-Staessen, J., Buchet, J.P., Ginocchio, G., Lauwerys, R., Lijnen, P., Harry, R., Fagard, R. (1996). *Public health implications of environmental exposure to cadmium and lead: an overview of epidemiological studies in Belgium.* *J. Cardiovasc. Risk* 3, 26–41.

-Tao, Y., Su, H., Li, H., Zhu, Y., Shi, D., Wu, F., & Sun, F. (2021). *Ecological and human health risk assessment of antimony (Sb) in surface and drinking water in China.* *Journal of Cleaner Production*, 318, 128514. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128514>

-Thomson, S. (2018). *Achievement at school and socioeconomic background—An educational perspective.* *Npj Science of Learning*, 3(1), 5, s41539-018-0022-0. <https://doi.org/10.1038/s41539-018-0022-0>

-Tsuji J.S . Van Kerkhove M.D . Kaetzel R.S . Scrafford C.G . Mink P.J . BarraJ L.M . Crecelius E.A. & Goodman M. (2005) *Evaluation of Exposure to Arsenic in Residential Soil.* *Environmental Health Perspectives*, 113(12), 1735-1740.

-Uren, N.C. (2013). *Cobalt and Manganese.* In: Alloway, B. (eds) *Heavy Metals in Soils.* *Environmental Pollution*, vol 22. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_12

-Van Bergen, E., Van Zuijen, T., Bishop, D., & De Jong, P. F. (2017). *Why Are Home Literacy Environment and Children’s Reading Skills Associated? What Parental Skills Reveal.* *Reading Research Quarterly*, 52(2), 147-160. <https://doi.org/10.1002/rrq.160>

-Vlaams Agentschap Zorg en Gezondheid (2008). *Blootstellingsonderzoek Noorderkempen (BONK). Geïntegreerd rapport. Onderzoek naar het huidige blootstellingsniveau aan zware metalen inde Noorderkempen.* 89.

-Wones R.G., Stadler B.L., Frohman L.A. (1990) *Lack of effect of drinking water barium on cardiovascular risk factors.* *Environmental Health Sciences*, 85:355-359.

-Zhu Q, Li X, Ge RS. (2020) *Toxicological Effects of Cadmium on Mammalian Testis.* *Front Genet.* 26;11:527. doi: 10.3389/fgene.2020.00527.

Annexes

Variables du questionnaire retenues pour l'analyse (Annexe 1)			
N°	Libellés	Nom variable	Modalités de réponses
00	Zone étude	Zone	1 = Zone A ; 2 = Zone N ; 3 = zone T
Variables sociodémographiques et économiques			
01	Genre	Genre	1 = Féminin ; 2 = Masculin
02	Âge	Age	Variable continue
103	Plus haut niveau de diplôme de la mère	DiplMere	1 = Primaire ou sans diplôme ; 2 = Secondaire inférieure ; 3 = Secondaire supérieure ; 4 = Universitaire court ; 5 = Universitaire long ;
104	Situation actuelle de la mère	JobMere	1 = Employée ; 2 = Indépendante ; 3 = Ouvrière ; 4 = Profession libéral ; 5 = Sans emploi
106	Plus haut niveau de diplôme du père	DiplPere	1 = Primaire ou sans diplôme ; 2 = Secondaire inférieure ; 3 = Secondaire supérieure ; 4 = Universitaire court ; 5 = Universitaire long
107	Situation actuelle du père	JobPere	1 = Employé ; 2 = Indépendant ; 3 = Ouvrier ; 4 = Profession libéral ; 5 = Sans emploi
109	Revenu net mensuel du ménage	Revenu	1 = 1000 – 1900 euros ; 2 = 2000 – 2999 euros ; 3 = 3000 – 3999 euros ; 4 = 4000 – 4999 euros ; 5 = plus de 5000 euros
Variables liées aux habitudes de vie de l'enfant et au jardinage			
20	L'enfant jardine dans le potager	EnfantJardin	1 = Non jamais ; 2 = Parfois ; 3 = Souvent
21	Part de fruits/légumes consommés provenant du jardin/verger	Proportionpotager	1 = Moins de la moitié ; 2 = La moitié ; 3 = Plus de la moitié

Variables liées à l'alimentation			
35	Consommation récente de sodas ou autres boissons rafraichissantes sans alcool	SodasRec	1 = Aucune ; 2 = Au cours des trois derniers jours ; 3 = Au cours des dernières 24h
36	Consommation habituelle de sodas ou autres boissons rafraichissantes sans alcool	SodasHab	1 = Moins d'une fois par semaine ; 2 = Une fois par semaine ; 3 = Plus d'une fois par semaine
37	Consommation récente de céréales	CerealeRec	1 = Aucune ; 2 = Au cours des trois derniers jours ; 3 = Au cours des dernières 24h
38	Consommation habituelle de céréales	CerealeHab	1 = Moins d'une fois par semaine ; 2 = Une fois par semaine ; 3 = Plus d'une fois par semaine
41	Quantité de fruits/légumes consommés par jour	FruitLegQ	1 = 1 ou 2 portions par jour ; 2 = 3 ou 4 portions par jour ; 3 = 5 portions par jour ; 4 = Aucune ; 5 = M
42	Consommation récente de fruits/légumes	LegRec	1 = Aucune ; 2 = Au cours des trois derniers jours ; 3 = Au cours des dernières 24h
43	Consommation habituelle de fruits/légumes	LegHab	1 = Moins d'une fois par semaine ; 2 = Une fois par semaine ; 3 = Plus d'une fois par semaine
44	Consommation récente de graines, oléagineux, fruits secs,...	GraineRec	1 = Aucune ; 2 = Au cours des trois derniers jours ; 3 = Au cours des dernières 24h
45	Consommation habituelle de graines, oléagineux, fruits secs,...	GraineHab	1 = Moins d'une fois par semaine ; 2 = Une fois par semaine ; 3 = Plus d'une fois par semaine
46	Consommation récente de pâtes	PatesRec	1 = Aucune ; 2 = Au cours des trois derniers jours ; 3 = Au cours des dernières 24h
47	Consommation habituelle de pâtes	PatesHab	1 = Moins d'une fois par semaine ; 2 = Une fois par semaine ; 3 = Plus d'une fois par semaine
48	Consommation récente de poisson	PoissonRec	1 = Aucune ; 2 = Au cours des trois derniers jours ; 3 = Au cours des dernières 24h

49	Consommation habituelle de poisson	PoissonHab	1 = Moins d'une fois par semaine ; 2 = Une fois par semaine ; 3 = Plus d'une fois par semaine
50	Consommation récente de pommes de terre	PdtRec	1 = Aucune ; 2 = Au cours des trois derniers jours ; 3 = Au cours des dernières 24h
51	Consommation habituelle de pommes de terre	PdtHab	1 = Moins d'une fois par semaine ; 2 = Une fois par semaine ; 3 = Plus d'une fois par semaine
52	Consommation récente de produits laitiers (lait, fromages, yogourt...)	LaitRec	1 = Aucune ; 2 = Au cours des trois derniers jours ; 3 = Au cours des dernières 24h
53	Consommation habituelle de produits laitiers (lait, fromages, yogourt,...)	LaitHab	1 = Moins d'une fois par semaine ; 2 = Une fois par semaine ; 3 = Plus d'une fois par semaine
54	Consommation récente de riz	RizRec	1 = Aucune ; 2 = Au cours des trois derniers jours ; 3 = Au cours des dernières 24h
55	Consommation habituelle de riz	Rizhab	1 = Moins d'une fois par semaine ; 2 = Une fois par semaine ; 3 = Plus d'une fois par semaine
56	Consommation récente de chocolat	ChocolatRec	1 = Aucune ; 2 = Au cours des trois derniers jours ; 3 = Au cours des dernières 24h
57	Consommation habituelle de chocolat	ChocolatHab	1 = Moins d'une fois par semaine ; 2 = Une fois par semaine ; 3 = Plus d'une fois par semaine
58	Consommation récente de pâtisseries, desserts, gâteaux,...	DessertRec	1 = Aucune ; 2 = Au cours des trois derniers jours ; 3 = Au cours des dernières 24h
59	Consommation habituelle de pâtisseries, desserts, gâteaux,...	DessertHab	1 = Moins d'une fois par semaine ; 2 = Une fois par semaine ; 3 = Plus d'une fois par semaine
60	Source de l'eau de boisson	SourceEau	1 = Bouteille ; 2 = Robinet
Variables liées au lieu d'habitation			
07	Présence d'animaux dans le logement	Animaux	1 = Non aucun animal ; 2 = Oui, un ou plusieurs animaux

12	Fréquence passage aspirateur	Freq_Aspi	1 = Tous les jours ; 2 = Deux fois par semaine ; 3 = Une fois par semaine ; 4 = Une fois par mois
13	Fréquence nettoyage à l'eau	Freq_Nett	1 = Deux fois par semaine ou plus ; 2 = Une fois par semaine ; 3 = Une fois par mois ou moins
19	Présence d'un potager/verger dans le jardin	Potager	1 = Non ; 2 = Oui
66	Date de construction du logement	DateLoge	1 = Après 2000 ; 2 = Entre 1980 et 2000 ; 3 = Entre 1950 et 1980 ; 4 = Avant 1950
Variable associée au tabagisme			
80	L'enfant est confronté au tabagisme passif	Tabac_Passif	1 = Non ; 2 = Oui
Variable concernant les effets sur la santé			
99	L'enfant présente des difficultés à l'école	TrouSco	1 = Non ; 2 = Oui

Variables du questionnaire non retenues pour l'analyse (Annexe 2)				
N°	Libellés	Nom variable	Modalités de réponses	Justifications
Variables liées aux habitudes de vie de l'enfant				
03	Fréquence de jeu à l'extérieur	Freq_jeu xt	1 = Parfois ; 2 = Souvent ; 3 = Tous les jours	Modalités de réponses très subjectives, résultats peu concluants
06a	Pratique d'un sport extérieur	SportExt	1 = Moins d'une fois par semaine ; 2 = Une fois par semaine ou plus	Variable retirée après prétraitement statistique en univarié, résultats peu concluants
06 b	Pratique d'un sport ou loisir sur terrain naturel	SportExt	1 = Non ; 2 = Oui	Variable retirée après prétraitement statistique en univarié, résultats peu concluants
10	Fréquence de lavage des mains de l'enfant	Lavmain	1 = 1 à 2 fois par jour ; 2 = 2 à 4 fois par jour ; 3 = Moins d'une fois par jour ; 4 = Plus de 5 fois par jour	Répartition inégale des effectifs pour comparaison entre catégories
11	L'enfant ronge ses ongles	RongeOn gles	1 = Non ; 2 = Oui	Variable retirée après prétraitement statistique en

				univarié, résultats peu concluants
23	Votre enfant fréquente un potager collectif (et sous questions)	PotaColl	1 = Non ; 2 = Oui	Répartition inégale des effectifs pour comparaison entre catégories
73	Combien de temps votre enfant passe-t-il en moyenne dans les zones de trafic routier	Trafic	1 = Moins de 30 min par jour ; 2 = Plus de 30 min par jour	Variable retirée après prétraitement statistique en univarié, résultats peu concluants
85	L'enfant a tendance à mâcher des objets ou à mettre des objets en bouche (adopte des comportements PICA)	PICA	1 = Jamais ; 2 = Parfois ; 3 = Souvent ; 4 = M	Variable retirée après prétraitement statistique en univarié, résultats peu concluants
90	L'enfant porte des plombages ou des scellants dentaires	Dent	1 = Non ; 2 = Oui	Répartition inégale des effectifs pour comparaison entre catégories
92	L'enfant utilise des produits de cosmétiques, vernis, colorants...	Cosmetic	1 = Non ; 2 = Oui	Répartition inégale des effectifs pour comparaison entre catégories
Variables liées à l'alimentation				
	Consommation récente de viandes	ViandeRec	1 = Aucune ; 2 = Au cours des trois derniers jours ; 3 = Au cours des dernières 24h	Répartition inégale des effectifs pour comparaison entre catégories
	Consommation habituelle de viandes	ViandeHab	1 = Moins d'une fois par semaine ; 2 = Une fois par semaine ; 3 = Plus d'une fois par semaine	Répartition inégale des effectifs pour comparaison entre catégories
	Consommation récente d'abats	AbatsRec	1 = Aucune ; 2 = Au cours des trois derniers jours ; 3 = Au cours des dernières 24h	Répartition inégale des effectifs pour comparaison entre catégories
	Consommation habituelle d'abats	AbatsHab	1 = Moins d'une fois par semaine ; 2 = Une fois par semaine ; 3 = Plus d'une fois par semaine	Répartition inégale des effectifs pour comparaison entre catégories
	Consommation récente d'algues	AlguesRec	1 = Aucune ; 2 = Au cours des trois derniers jours ;	Répartition inégale des effectifs pour comparaison entre catégories

			3 = Au cours des dernières 24h	
	Consommation habituelle d'algues	AlguesHab	1 = Moins d'une fois par semaine ; 2 = Une fois par semaine ; 3 = Plus d'une fois par semaine	Répartition inégale des effectifs pour comparaison entre catégories
14	Privilégiez-vous la consommation d'aliments produits localement ? (et sous-question)	AlimLocal	1 = Non ; 2 = Oui	Impossibilité de revenir à la source du produit et de faire le lien entre qualité du sol et qualité du produit
22	Lavez-vous ou épluchez-vous les fruits et légumes du potager et/ou du magasin avant leur consommation ?	LavFruitLeg	1 = Jamais ; 2 = Parfois ; 3 = Souvent ; 4 = Toujours	Répartition inégale des effectifs pour comparaison entre catégories
86	Votre enfant consomme-t-il des compléments alimentaires (vitamines ou oligo-éléments, spiruline ...) ?	ComplAliment	1 = Non ; 2 = Oui	Répartition inégale des effectifs pour comparaison entre catégories
Variables liées au lieu d'habitation				
67	Le logement possède des canalisations en plomb	CanalPlomb	1 = Non ; 2 = Oui	Fort taux de non-réponse
68	Le logement a subi des rénovations	RenovLogement	1 = Après 2000 ; 2 = Entre 1980 et 2000 ; 3 = Entre 1950 et 1980 ; 4 = Avant 1950	Peu d'informations données par la variable, la question n°37 a été retenue préférentiellement
69	Caractéristiques du logement	Caract_Logement	1 = Maison sans jardin ; 2 = Maison avec jardin sans potager ; Maison avec jardin et potager	Co-variable de la question n°10 « présence d'un potager »
Variables liées aux développements in-utero des enfants et à la mère				
75	Pays de naissance de l'enfant	PaysNaissanceEnfant	1 = Belgique; 2 = Autre pays	Tous les enfants de l'étude sont nés en Belgique

76	Pays de naissance de la mère biologique de l'enfant	PaysNaiss Mere	1 = Belgique; 2 = Autre pays	Majorité de mère née en Belgique. Peu de mère née dans d'autres pays
77	La mère biologique de l'enfant a vécu dans une autre région du monde que la Wallonie avant la naissance de l'enfant et/ou pendant sa grossesse	MereAutrePays	1 = Non ; 2 = Oui	Majorité de mère ayant vécu en Belgique. Pour les autres, manque d'informations précises sur les régions dans lesquelles elles ont vécu
101	Nombre d'enfants dans le ménage	MenageEnfant	Liste déroulante	Peu pertinent pour l'objectif de l'étude
102	Place de l'enfant dans la fratrie	Place_Enfant	1 = Aîné ; 2 = Benjamin ; 3 = Cadet ; 4 = Unique	Peu pertinent pour l'objectif de l'étude
61	Types de vaisselles et d'ustensiles utilisés en cuisine	Type_Vaisselle	Liste déroulante : Céramique, laiton, cuivre, inox, téflon, aluminium...	Trop peu de réponses par type de vaisselle ne permettant d'observer aucune tendance
71	Vous ou une autre personne vivant sous votre toit avez exercé ou exercez actuellement l'une des activités suivantes dans le cadre de votre profession (secteur industriel ou du bâtiment) ?	ActParents	Liste déroulante : Activités de métallurgie, fabrication de peinture, pigments, vernis ou émaux, production de verre ou de cristal, production et usinage de matière plastique, ferrailage, métiers du bâtiment...	Trop peu de réponses par catégories de métier ne permettant d'observer aucune tendance