

## ***Délivrable 3.2.11***

# ***Confrontation des données d'imprégnation (campagne 2018) aux évaluations des risques sanitaires pour la population du Coin de Terre de Bressoux***

*RAPPORT N°02788/2019 version 2*

*06 décembre 2019*



Cellule Environnement et  
Santé,  
Direction des Risques  
Chroniques.

## Résumé

*L'objectif de cette note, réalisée à la demande de l'administration dans le cadre de la subvention SANISOL, est de confronter (1) les résultats des évaluations de risques sanitaires (ERS) aux (2) données acquises dans le cadre du biomonitoring (mesures des imprégnations et analyses des facteurs explicatifs). Les premières ambitionnent de d'estimer les doses d'exposition externes dues aux apports en métaux liés uniquement à la pratique du jardinage et à la consommation des légumes produits. Les secondes évaluent l'exposition interne (l'imprégnation) de manière globale, sans distinction entre les différentes sources environnementales possibles (tabagisme, alimentation (notamment consommation de poissons, de riz), l'exposition aux peintures et aux canalisations en Pb, etc).*

*Le premier évalue donc une dose et, par comparaison à des valeurs toxicologiques de référence, un risque sur la santé en provenance d'une source unique. L'autre est une mesure qui intègre toutes les sources environnementales, ainsi que tout l'historique individuel d'exposition (en particulier pour des métaux cumulatifs tels que le Cd et le Pb).*

*L'analyse réalisée montre que le modèle SANISOL produit des ERS de l'ordre de celles réalisées précédemment (la quantification du risque par les modèles est proche). Si l'absence de risque pour les métaux tels que Cu, Zn, Mo est cohérente avec les imprégnations mesurées de l'ordre des moyennes en population générales, il est difficile d'établir si les risques liés à l'As et au Pb prédits par le(s) modèle(s) sont cohérents ou prédisent les imprégnations mesurées, élevées à très élevées dans la population d'étude. A l'inverse, pour le Cd, les imprégnations très élevées mesurées dans la population d'étude ne sont pas associées à un risque inacceptable ( $IR > 1$ ) pour les ERS. Pour cette raison, nous appuyons la nécessité d'intégrer dans le modèle SANISOL un seuil d'acceptabilité inférieur par au moins un ordre de grandeur.*

*La confrontation des ERS réalisées (approches simplifiées et détaillées) aux conclusions issues de la campagne de biomonitoring conduite durant l'été 2018 est nécessaire et intéressante, mais intrinsèquement très difficile à réaliser. Etablir ce lien est encore plus difficile dès lors qu'il a été précédemment démontré que l'imprégnation de la population de Bressoux est multisource et multifactorielle.*

## CONTENU

<i>I.</i>	Rappels sur les évaluations de risques sanitaires réalisées avant le déclenchement du Biomonitoring. ....	4
<i>II.</i>	Evaluation des risques au moyen du modèle SANISOL .....	6
<i>III.</i>	Résultats et analyses des données d'imprégnation.....	7
<i>IV.</i>	Confrontation des ERS préliminaires et des données du biomonitoring .....	8
	<i>IV.1 Plomb et Arsenic</i> .....	9
	<i>IV.2 Cadmium</i> .....	9
	<i>IV.3 Autres métaux</i> .....	10
<i>V.</i>	Conclusions et perspectives .....	10

## I. RAPPELS SUR LES ÉVALUATIONS DE RISQUES SANITAIRES RÉALISÉES AVANT LE DÉCLENCHEMENT DU BIOMONITORING.

Les évaluations des risques sanitaires réalisées préalablement à la mise en place du biomonitoring de SANISOL-1 avaient consistés en

- a) Une évaluation simplifiée des risques sur la santé humaine, se limitant à comparer les teneurs dans les sols aux VSH du GRER partie B v04 pour les usages II et III, établies au moyen de S-RISK-WAL. Des dépassements simultanés de 3 à 4 VSH pour le Pb, le Zn, le Hg et l'As (voir table 1) avaient été établis.

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Mn	Mo
VSH (II/III) – mg/kg	30/ 40*	11/ 32	178/ 290	1516/ 2504	1.1/ 1.75	265/ 350	200*	259/ 5222	3930/ 5286	3.1/ 12.8
% de dépassement (II/III)	58/ 13	0	0	0	96/ 46	0	100	100/ 0	0	0

Pour ces évaluations simplifiées, les teneurs dans les sols sont comparées à des valeurs basées sur des évaluations de risques sanitaires (VSH). Les VSH se définissent comme les teneurs limites en polluants du sol au-delà desquelles celui-ci contribue à une exposition pouvant entraîner un effet sur la santé (dose dépassant la valeur toxicologique de référence).

Cette définition s'applique à toutes les substances autres que le plomb et l'arsenic. Vu les problèmes de gestion liés à leurs VSH inférieures aux teneurs naturelles rencontrées dans les sols, les VSH de ces deux substances sont plafonnées aux valeurs de gestion (VS). Ces dernières représentent déjà un risque sanitaire au sens du modèle d'exposition (\*).

L'évaluation simplifiée des risques telle que préconisée par les procédures liées au Décret « Sols » prédit l'absence de risques liés à l'exposition au Cd, au Cr, au Cu, au Ni, au Mn et au Mo. A l'inverse, elle suggère un risque potentiel pour Pb, As, Hg et Zn, nécessitant la réalisation d'une étude détaillée des risques.

- b) Deux évaluations détaillées des risques sur la santé humaine réalisées parallèlement dans le cadre d'URBAN SOILS (Liénard et Colinet (2018) et par le GT3 de SANISOL (Maggi et al. 2018), au moyen de données acquises sur les sols et les fruits/légumes produits. Ces ERS reposaient sur des paramètres et des scénarios d'expositions qui différaient de plusieurs façons (voir table 2), avec déjà une volonté marquée chez les deux partenaires de se distancier de certaines hypothèses propres à S-RISK-WAL. Ces deux analyses ont permis d'exclure un risque sanitaire lié à l'exposition au Hg et au Zn du sol.

<b>Maggi et al. 2018a</b>	<b>Liénard &amp; Colinet (2018)</b>
Bruit de fond alimentaire	Pas de bruit de fond alimentaire
Autoconsommation variable : nulle, partielle et totale. L'autoconsommation partielle est fonction du type de légumes (identique à celle préconisée dans S-RISK-WAL). Pas de consommation de fruits.	Autoconsommation fixe à 60% pour tous les légumes et les fruits. 104 et 136 g/j de fruits consommés pour les adultes et les enfants, respectivement
Teneurs dans les sols au p50 et au p95	Teneurs dans les sols au p50, au p90 et MAX
Teneur dans les légumes au p50 et au p95	Teneurs dans les légumes au p50, au p90 et MAX
10 combinaisons de scénarios et de cibles d'exposition (différentes combinaison de teneurs dans les sols et les légumes et de taux d'autoconsommation, pour les enfants et les adultes)	9 combinaisons de scénarios et de cibles (différentes combinaison de teneurs dans les sols et les légumes pour un adulte visiteur, un adulte jardinier, un enfant)
Fraction de sol dans les poussières intérieures ingérées – valeur à 0.45 (par défaut dans S-RISK-WAL)	Fraction de sol dans les poussières intérieures ingérées – valeur de 1
Pondération de base du taux d'inhalation – valeur par défaut – valeurs à 1 (ad.) et 3.4 (enf.), par défaut	Pondération de base du taux d'inhalation – valeur par défaut – valeurs « pire cas » de 3.6 (ad.) et 2.7 (enf.).
Moyenne annuelle du temps passé quotidiennement à l'extérieur – 1.4 et 1.1 h/j (ad. et enf., défaut- S-RISK-WAL)	Moyenne annuelle du temps passé quotidiennement à l'extérieur – 3h/j.
Fréquence d'exposition sur le site : 365 j/an (par défaut, S-RISK-WAL).	Fréquence d'exposition sur le site : 150 j/an (pour un visiteur) et 280 j/an (jardinier).

Malgré ces différences, les deux ERS indépendantes mettaient simultanément en évidence les éléments suivants

- 1) **Une prépondérance de la voie d'ingestion** en comparaison à la voie d'inhalation et de contact dermique.
- 2) **Un risque acceptable (IR <1) pour les métaux suivants : Cd, Hg, Ni, Cr, Cu, Zn, Mo et Mn** pour les adultes et les enfants quels que soient leur fréquence d'exposition (visiteurs/jardiniers, consommateurs) et leur taux d'autoconsommation, même pour les teneurs élevées dans les sols et les légumes (au p95 ou au maximum des teneurs).

Pour le Cd, des doses d'exposition sont toutefois importantes, en lien avec la consommation des légumes produits sur le CTB. Elles peuvent s'élever à 60% (teneurs au p50) voire à 90% (teneurs au p95) de la VTR orale (Maggi et al. 2018) pour un enfant consommant exclusivement des légumes produits sur le CTB, soit 3 à 5 fois plus grande qu'un enfant consommant exclusivement des légumes du commerce. Aux hypothèses de Liénard & Colinet (2018), des indices de risques pour le cadmium de 0.31 à 0.80 (enfants) et de 0,14 à 0,40 (adultes), dès lors que les cibles fréquentent le site et consomment les légumes produits ont été déterminés.

- 3) **Un risque avéré (IR >1) pour le Pb** dès lors que des enfants fréquentent le site et, pour les adultes, dès lors qu'ils jardinent et/ou consomment les légumes produits, à partir des teneurs médianes dans les sols et les légumes. Le fait d'être adulte et de visiter le site sans jardiner ne pose pas de risque sanitaire vis-à-vis du Pb au sens de la paramétrisation définie dans Liénard & Colinet (2018).
  - a. Pour les enfants, la contribution relative de l'ingestion de particules de sol est toujours prépondérante à celle liée à la consommation de fruits/légumes produits sur le CTB.

- b. Pour les adultes, la contribution relative de l'ingestion de particules de sol est prépondérante à celle liée à la consommation de fruits/légumes produits sur le CTB au p50 des teneurs en Pb dans les sols et les légumes.

- 4) **Un excès de risque unitaire supérieur à 1 pour 100000 individus pour As**, dès lors que des enfants fréquentent le site et/ou consomment les légumes produits et, pour les adultes, dès lors qu'ils jardinent et/ou consomment les légumes produits, à partir des teneurs médianes dans les sols et les légumes. Le fait d'être adulte et de visiter le site sans jardiner ne pose pas de risque sanitaire vis-à-vis d'As au sens de la paramétrisation définie dans Liénard & Colinet (2018).

En terme plus quantitatifs, l'ERS réalisée par Liénard & Collinet (2018), sur laquelle se basaient les recommandations spécifiques adressées aux CTB révélait :

-un dépassement élevé du seuil d'acceptabilité pour l'arsenic (excès de Risque Individuel de  $5,37 \cdot 10^{-4}$  au lieu de  $1 \cdot 10^{-5}$ ) - ce qui signifie un excès de 5 cancers sur 10 000 personnes exposées, avec une exposition principalement liée à l'ingestion de légumes, représentant 74 % de l'exposition totale;

-un dépassement très élevé du seuil d'acceptabilité pour le plomb (Indice de Risque de 11,5 pour l'adulte et IR de 77 pour l'enfant au lieu de 1), avec une exposition principalement liée à l'ingestion de terre et de poussières, représentant 63 % et 84 % respectivement de l'exposition totale;

Ici, l'évaluation détaillée des risques pour As et Pb se base sur les VTR admises en Wallonie et non plus sur des valeurs de gestion environnementales (VSH plafonnées aux VS dans l'étude simplifiée). Les risques sont donc automatiquement confirmés pour le Pb et l'As. L'utilisation de la VTR du Hg inorganique (seule forme présente dans les sols) a montré que le Hg ne posait pas de risque sur la santé à ce stade. Vu les VSH élevées pour les autres métaux, aucun d'entre eux n'engendre de risque inacceptables à l'issue de l'EDR-SH, qui n'auraient pas été mis en évidence par une analyse simplifiée des risques.

## II. EVALUATION DES RISQUES AU MOYEN DU MODÈLE SANISOL

Le volet « analyse des risques » du modèle SANISOL, qui a été conçu avec une volonté marquée de revoir plus précisément les équations de transfert sol-plante et plusieurs paramètres d'exposition, est-il plus pertinent pour prédire une situation grave d'un point de vue sanitaire que les approches précédentes ?

Une évaluation des risques au moyen du modèle SANISOL peut être réalisée en à partir des teneurs médianes mesurées dans les sols (équivalentes aux moyennes, voir tableau 1 de Maggi et al. 2019), en prenant ou non en compte le bruit de fond alimentaire, tantôt en laissant le modèle calculer les teneurs dans les légumes/fruits ; tantôt en utilisant des données issues des mesures réalisées sur les végétaux cultivés au CTB (moyennes sur 238 échantillons, attribuées à toutes les espèces de fruits/légumes cultivés). De cette manière nous réalisons une sorte d'étude simplifiée (sur base des données de sol seules) et détaillée (sols+ légumes).

Ces comparaisons sont présentées dans le tableau 3 ci-dessous.

Les résultats des analyses réalisées au moyen du modèle SANISOL appliqué aux données du CTB (scénario médian) ne sont pas fondamentalement différentes de celles réalisées avant que ne soit déclenché le biomonitoring (voir partie I). Les indices de risques calculés pour les trois métaux problématiques (Pb, Cd et As) sont du même ordre que ceux déterminés précédemment.

<b>Table 3</b> Analyse des risques sanitaires au moyen de l'outil SANISOL.							
Teneur dans le sol	Teneur dans les légumes	Bruit de fond alimentaire	Usage	As (ExCr) (lifetime)	Pb (RI) Ad./enf.	Cd(RI) (lifetime)	Autres
P50 ou moyenne	Calculées via équations de transfert	Non	II	2.45 <sup>E-4</sup>	5.9/53	0.276	<1
		Oui	II	2.75 <sup>E-4</sup>	6.3/54	0.300	<1
P50 ou moyenne	Moyenne LB* (Cd = 0.0467 mg/kg et Pb = 0.124 mg/kg) ; 0.5 x Moyenne LB +0.5 x moyenne UB** (As) = 0.033 mg/kg	Non	II	4.25 <sup>E-4</sup>	9.1/65	0.24	
		Oui	II	4.54 <sup>E-4</sup>	9.5/66	0.265	Non réalisée

*\*moyennes calculées sur toutes les données (hors aromates) de fruit et légumes, sans catégorisation. LB : moyennes calculées en remplaçant les données <LOQ par 0.00 ; UB : moyennes calculées en remplaçant les données < LOQ par 0.7xLOQ.*

### III. RÉSULTATS ET ANALYSES DES DONNÉES D'IMPRÉGNATION

Les résultats des ERS réalisées en 2018, complétés par l'analyse d'autres données environnementales (sols de Pollusol2, des taux de non-conformité des légumes produits, des fréquences de dépassement de la norme en Pb dans l'eau à Bressoux, et des données sociodémographiques (âge de l'habitat, taux de pauvreté, % locatif, etc) ont contribué à ce que soit mis en place la campagne de biomonitoring. En outre, c'est surtout la contamination des légumes mesurés à Bressoux en 2017-2018 et les dépassements fréquents des VS qui ont justifié que soit mesurés les biomarqueurs d'exposition du Cd.

Les biomarqueurs sanguins et urinaires de plusieurs métaux ont été mesuré auprès de 88 adultes et 5 enfants recrutés auprès de la population fréquentant le coin de Terre de Bressoux et/ou consommant les fruits /légumes qui y sont produits, entre juillet et septembre 2018. Cette population présente une surimprégnation importante en Cd (11 fois plus grande qu'en population de référence) et en Asi+MMA+DMA (5 fois plus grande qu'en population de référence) et élevée en Pb. Les imprégnations en Cu, Zn, Mo, étaient quant à elles du même ordre de grandeur que celle qui pourrait être mesurées dans la population belge.

L'analyse statistique croisant ces mesures aux 51 questions adressées aux participants destinées à caractériser leurs expositions individuelles a montré que les variables du questionnaire présentant des liens statistiquement significatifs et/ou indicatifs avec les imprégnations en Pb, Cd et As peuvent se répartir en trois catégories sur base de leur occurrence dans les résultats de l'analyse statistique. Il y a autant de variables significativement associées aux imprégnation en lien avec la fréquentation du CTB et la consommation des fruits et légumes qui y sont produits (31 associations en univariée et 4 en multivariée), que de variables significativement associées impliquant d'autres sources (en lien avec la consommation d'eau et la présence de plomb dans les habitats) ou d'autres causes potentielles (en lien avec les caractéristiques individuelles telles que le genre, l'âge ou la nationalité d'origine) pouvant expliquer l'imprégnation (32 associations en univariée et 5 en multivariée).

Des modèles de régressions linéaires ont été réalisés afin de chercher à établir une relation entre l'imprégnation et les variables explicatives étudiées.

Pour le plomb dans le sang, le modèle ( $R^2 = 0.518$ ) retient les variables explicatives suivantes : l'âge, la consommation d'eau du robinet, la consommation de légumes et fruits du CTB et le tabagisme.

*Pour l'arsenic spécié dans l'urine, le modèle ( $R^2= 0.319$ ) a retenu les variables explicatives suivantes : la consommation de poisson ; la consommation de fruit et légumes du CTB 2x/semaine et la fréquentation passée du CTB en heure/jour. Ces deux derniers facteurs sont inversement corrélés à l'imprégnation et ne contribuent pas à donner du sens à l'effet probable du Coin de Terre sur cette imprégnation.*

*Pour le cadmium dans l'urine, le modèle ( $R^2= 0.139$ ) a été jugé peu performant et les variables explicatives retenues par celui-ci sont complexes à interpréter et à discuter.*

*Les analyses statistiques réalisées véhiculent plutôt l'idée d'une exposition à des sources multiples et ne permettent pas d'incriminer le CTB comme principal acteur de l'imprégnation, sur base de ces seules données.*

*Toutefois, au contraire du Pb, pour lequel des sources domestiques (peintures, canalisation) peuvent être recherchées, il n'existe pas, pour le Cd et l'As de source conjointe qui serait répandue à l'échelle de la population, et qui pourraient expliquer de tels niveaux d'imprégnations, autres que le sol des CT.*

*La corrélation significative entre les teneurs moyennes dans les sols des parcelles et les imprégnations en As des individus exploitant personnellement ces parcelles, tant, quant à elle à appuyer le rôle du CTB dans l'imprégnation en As, même si les concentrations rencontrées ne sont pas particulièrement élevées dans les sols. L'hypothèse d'une plus forte bioaccessibilité de l'As liée à la présence de phosphate de plomb peut y être évoquée car les teneurs dans les sols sont relativement basses. Cette hypothèse a été émise dans le rapport ISSeP 00477/2019 et s'inspire de plusieurs publications<sup>1,2</sup>. Elle devrait être confirmée par des mesures de la bioaccessibilité via des tests UBM (BARGE).*

*Pour la suite, l'analyse croisée du HBM de contrôle et du HBM témoin devrait permettre de mieux mettre en évidence si l'exposition au sol du coin de terre, a priori plus intense pour les jardiniers comme étant responsable de l'imprégnation.*

#### **IV. CONFRONTATION DES ERS PRÉLIMINAIRES ET DES DONNÉES DU BIOMONITORING**

*Il est tout d'abord nécessaire de rappeler qu'il n'y a pas de stricte correspondance entre la notion de valeur toxicologique de référence (VTR utilisées pour les évaluations des risques sanitaires) et les valeurs biologiques de référence et d'intervention définies pour évaluer les risques sur la santé sur base des données d'imprégnation. Ceci rend, dès le départ, l'exercice demandé très difficile. Les VTR sont élaborées en établissant (et en extrapolant) une relation entre la dose un effet mesurable sur la santé, ou entre une mesure biologique et un effet (pour le Pb et le Cd). Les valeurs biologiques peuvent être des valeurs de gestion sanitaire (seuils admis en termes de santé) ou des percentiles élevés calculés au départ des distributions mesurées dans la population (Table 4).*

*Les données acquises durant l'été 2018 par la campagne de biomonitoring, ainsi que les facteurs explicatifs mis en évidence n'ont pas permis d'incriminer le coin de Terre comme étant le seul responsable des imprégnations observées dans la population d'étude. Sur cette base, il n'est dès lors pas possible de juger de la pertinence des modèles d'ERS élaborés intentionnellement pour cibler la pratique du jardinage et la consommation des légumes produits pour prédire les risques d'observer des niveaux d'imprégnation élevés dans la population.*

---

<sup>1</sup> Strawn D.G. (2018) Review of interactions between phosphorus and arsenic in soils from four case studies. *Geochemical transactions* 19:10. <https://doi.org/10.1186/s12932-018-0055-6>

<sup>2</sup> Cui, Y., Du, X., Weng, L., Van Riemsdijk, W. H. (2010) Assessment of in situ immobilization of lead (Pb) and arsenic (As) in contaminated soils with phosphate and iron: solubility and bioaccessibility. *Water, Air, Soil Pollution*, 213 (1), 95-104



L'interférence des autres sources et des autres facteurs est probablement trop forte. La charge corporelle en métaux (en particulier pour le Cd et le Pb, qui s'accumulent dans le corps toute la vie durant) exerce probablement un contrôle plus important sur les imprégnations individuelles que les apports évalués ponctuellement durant l'été 2018.

<b>Table 4</b>	Comparaison des valeurs toxicologiques de référence aux valeurs limites biologiques d'imprégnation.		
	As	Pb	Cd
VTR orale retenue en Wallonie pour les ERS liées aux sols	Oral SF de 2.8 (mg/kg/j) <sup>-1</sup> Santé Canada (1996)	0.05 & 0.063 µgPb/j/kgpc (enf. & ad.) Sur base des travaux de l'EFSA 2010 (BMDL de 15 µg/L (ad.) et de 12 µg/L (enf.))	0.8 µg/kgpc/j (WHO (1989a, 1989b, 2001, 2004))
Valeurs biologiques de référence et d'intervention utilisées dans le cadre de la surveillance épidémiologique	Arsénicurie de 10 µg/gCréa (p95 population Française, Hays et al 2010) et 15 µg/gCréa (p95 population allemande, Becker et al. 2003)	Plombémie de 25 et de 50 µg/L (enf.) 50 et de /100 µg/L (ad.); HCSP (2014), OMS(2000)	Cadmiurie de 1 et de 4 µg/L (HBM4EU)

#### IV.1 PLOMB ET ARSENIC

Bien que des imprégnations élevées à très élevées pour le Pb et l'As dans la population d'étude soient à priori cohérentes avec les évaluations des risques, on peut difficilement les attribuer à la seule source représentée par les sols des CTB. Les facteurs explicatifs en lien avec le CTB révélés par l'analyse statistique ne sont pas prépondérant pour l'imprégnation. La comparaison aux données du BMH témoin et aux BMH de contrôle devrait apporter de précieuses informations complémentaires.

#### IV.2 CADMIUM

Pour le Cd, l'absence de risque sanitaire établie par l'étude simplifiée, puis par deux études détaillées des risques n'est pas cohérente avec les cadmiuries élevées dans la population du CTB, puisqu'elle est 11 fois plus élevée qu'en population générale belge (valeur médiane à Bressoux égale au p95 de la population belge).

Nous attendons encore la mesure des biomarqueurs d'effets rénaux qui devront confirmer les impacts réels sur la santé des jardiniers. Cela dit, on peut réaliser une comparaison au départ de la population habitant Viviez (étude Cassiopée, zone exposée à des contaminations du sol en Cd et As). Dans cette population, 23% (83 individus non exposés professionnellement) de la population dépassaient 1 µgCd/g<sub>créa</sub>. Parmi ces 83 personnes, 16% présentaient une atteinte rénale tubulaire (RBP > 30000 µg/g) et/ou glomérulaires (µalbuminurie > 2 mg/mmol). Pour la population du CTB, le seuil de 1 µg/g<sub>créa</sub> est dépassé pour 50% de la population, ce qui suggère qu'il est probable qu'une incidence (2 fois ?) plus grande des atteintes rénales puisse y être observée.

Dans l'attente des résultats des biomarqueurs d'effets, du BMH témoin, tout comme ceux de l'exposition domestiques qui seront produits dans SANISOL-2, il semble souhaitable, voir impératif, de remettre en cause la pertinence de la VSH de 10 (usage II) et de 30 mg/kg (usage III) auxquelles les EDR-SH réalisées dans le cadre des procédures « décrets Sols » se réfèrent (les teneurs dans les sols des CTB sont de l'ordre de 6 mg/kg), alors même que la VSH déterminée par le modèle SANISOL vaut 60 mg/kg.

Les évaluations détaillées des risques montrent aussi un accroissement important des apports en Cd avec la part dans la diète et le niveau de contamination des légumes. Si on considère qu'il n'existe pas de source en Cd autre

que le sol du CTB qui soit répandue à l'échelle de la population et qui pourraient expliquer de tels niveaux d'imprégnations, il semble nécessaire d'envisager une meilleure prise en compte de la VTR ; ou l'abaissement du seuil de risque, ou encore l'utilisation de modèles alternatifs pour le Cd.

A ce titre, depuis le 29/11/2019, il a été décidé d'abaisser le seuil de risque pour le Cd d'un IR=1 à un IR=0.12 ( ? à confirmer), correspondant à une VSH de 5 mgCd/kg de sol (à confirmer). Il faut saluer ici la volonté partagée par tous les partenaires wallons (ISSeP, SPAQuE, DPS) de s'atteler à définir une autre prise en compte, plus sécuritaire du point de vue de la santé, des seuils de gestion environnementaux du Cd dans les évaluations de risques liées aux sols pollués.

### **IV.3 AUTRES MÉTAUX**

L'absence de risque sanitaire en Mo, Cu et Zn déterminée par les analyses détaillées des risques est cohérente avec les résultats du biomonitoring qui indiquait que la population d'étude n'était pas particulièrement surimprégnée en ces métaux vis-à-vis de la population belge.

## **V. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES**

Bien que le processus menant au déclenchement d'un biomonitoring ciblé sur une population exposée à des contaminations du sol ne repose pas sur la seule évaluation des risques sanitaires (voir livrable 3.2.3), cette dernière est l'un des éléments majeur devant intervenir dans le processus de décision de déclencher un HBM ciblé.

L'évaluation des risques pour la santé humaine n'est qu'un outil d'aide à la décision, il ne prédit pas (pour les substances à effet à seuil), ni le nombre, ni la gravité des maladies potentiellement liées à l'exposition des personnes aux sols pollués. La confrontation de modèles ERS spécifiques (i.e. le jardinier exposé à un sol pollué) à des données de biomonitoring reste toujours délicate puisque le premier évalue une dose et risque en provenance d'une source unique, l'autre est une mesure qui intègre toutes les sources environnementales, ainsi que tout l'historique individuel d'exposition (en particulier pour des métaux cumulatifs tels que le Cd et le Pb). La comparaison est d'autant plus difficile que les valeurs toxicologiques de référence utilisées dans les ERS ne sont pas définies sur la même base que les valeurs biologiques de référence et d'intervention utilisées pour caractériser la gravité des mesures d'imprégnation.

La confrontation des ERS réalisées (approches simplifiée et détaillées) aux conclusions issues de la campagne de biomonitoring est donc à la fois nécessaire et intéressante, mais intrinsèquement très difficile.

Le modèle SANISOL, même s'il se base sur une révision des paramètres d'exposition et des équations de transfert dans l'intention d'être plus proche de la réalité, produit une évaluation des risques du même ordre de celles réalisées au départ.

Même en considérant le BF alimentaire, la révision des paramètres implique un relèvement de toutes les VSH en comparaison à celles calculées avec le modèle S-RISK-WAL (application 1).

Le modèle SANISOL n'aurait donc pas mieux permis de révéler l'exposition extrême en Cd mesurée dans la population. Un abaissement du niveau d'alerte de (IR de 1 à 0.12) pour les sols, s'est donc avéré nécessaire, sans quoi la révision des paramètres d'exposition à la baisse dans le modèle SANISOL (taux d'ingestion, bioaccessibilité, fréquences d'exposition) aurait plutôt contribué à ce que des situations potentiellement problématiques telles que celles du CTB ne puissent pas être mises en évidence.

*Pour le Cd, tout comme pour le Pb et l'As, le choix de valeurs de gestion environnementales prévaut encore sur l'évaluation des risques sanitaires comme levier opérationnel. Une optimisation de ces seuils de gestion par des données issues du biomonitoring a d'ailleurs servis dans l'outil-Web SANISOL.*

*Rappelons que des outils spécifiques existent pour le Pb. Ils exploitent les modèles toxicocinétiques en produisant une évaluation probabiliste des risques sanitaires au départ des valeurs d'imprégnation dans la population plutôt que sur base de valeurs toxicologiques de référence. Certains peuvent être modifiés et recevoir les équations de transferts et d'exposition élaborées dans SANISOL. Ils peuvent alors être compatibles avec les intentions des travaux menés dans le cadre de la subvention SANISOL. L'exploitation de ces outils peuvent par exemple permettre (1) d'établir une norme basée sur des critères sanitaires plutôt qu'environnementaux et (2) mieux faire le lien entre la quantification de l'exposition et les données d'imprégnation.*

*Une analyse globale des données produites dans le cadre de trois campagnes réalisées sur Bressoux et le CTB (BMH été 2018, BMH hiver 2018-2019 et BMH « témoin »), incluant la mesure des biomarqueurs d'effets et des sources domestiques d'exposition devraient apporter de nouveaux éclairages et préciser la pertinence des seuils choisis.*