



Mercure dans les sols: établissement d'un seuil d'investigation selon l'OSol en cas d'utilisation du sol avec risques par ingestion

Décembre 2013

Rapport sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV)

Mentions légales

Mandant

Office fédéral de l'environnement (OFEV), division Sols et biotechnologie, CH-3003 Berne
L'OFEV est un office du Département fédéral de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC).

Mandataire

Station de recherche Agroscope Reckenholz-Tänikon ART

Auteurs

René Reiser, Reto Meuli (tous deux de la station de recherche ART Reckenholz)

Accompagnement OFEV

Christiane Wermeille, Roland von Arx, Christoph Reusser

Traduction de l'allemand

Susanne Rehacek & Thomas Moog

Le présent rapport a été réalisé sur mandat de l'OFEV. Seul le mandataire porte la responsabilité de son contenu.

Table des matières

1. Introduction.....	4
2. Démarche et hypothèses.....	4
3. Résultats.....	7
4. Validation et recommandations	7
5. Références bibliographiques	11

1. Introduction

En Valais, on a constaté que d'importantes surfaces de la plaine du Rhône, situées entre Viège et Niedergesteln et principalement vouées à l'exploitation agricole, étaient fortement polluées au mercure (Hg). Jusqu'à présent, on ne disposait pas de seuils d'investigation (selon l'OSol [1]) et de valeurs d'assainissement (selon l'OSites [2]) pour le Hg en zone agricole permettant d'évaluer la nécessité d'assainissement et les risques pour l'exploitation agricole. Les valeurs correspondantes ont entretemps pu être établies, rendant ainsi possible une évaluation des besoins d'assainissement et une estimation des risques en zone agricole [3].

Cependant, l'investigation historique réalisée sur demande de l'autorité cantonale a ensuite révélé que cette pollution concernait aussi des zones habitées avec jardins privés et familiaux, ainsi que des places de jeu pour les enfants. L'annexe 3 de l'OSites (Valeurs de concentration pour l'évaluation du besoin d'assainissement des sols) fixe une valeur d'assainissement de 5 mg Hg/kg pour les sites tels que jardins privés et familiaux, places de jeu et autres lieux où des enfants jouent régulièrement. Pour ces domaines d'utilisation extrêmement sensibles, l'OSol ne mentionne pas de seuil d'investigation, qui serait toutefois nécessaire pour évaluer les risques en cas de concentrations inférieures à cette valeur d'assainissement (fourchette de concentrations entre la valeur d'assainissement et le seuil d'investigation). L'Office fédéral de l'environnement (OFEV) a donc chargé Agroscope Reckenholz-Tänikon ART d'établir ce seuil conformément à la publication de l'OFEFP Documents environnement N°83 [4].

2. Démarche et hypothèses

Pour la voie de contamination par ingestion directe, la publication N°83 de l'OFEFP prévoit d'adopter soit une démarche prospective consistant à analyser l'exposition quantitative sur la base des valeurs toxicologiques de référence pour l'exposition externe (par ex. quantité d'ingestion hebdomadaire admissible), soit une démarche rétrospective basée sur les valeurs toxicologiques de référence pour l'exposition interne (concentrations en polluants dans le corps comme par ex. concentrations dans le sang, les urines, les cheveux ou les ongles) mentionnées dans les études épidémiologiques. Les recherches ont montré que la démarche rétrospective n'était pas appropriée pour le problème du mercure dans les sols. D'une part, lorsque les investigations portent sur des sols où le mercure n'est présent qu'en concentration de fond, ce sont les sources d'exposition comme les amalgames dentaires ou la consommation de poisson qui dominent - et non l'ingestion directe de sol. D'autre part, on ne parvient pas à classer les différentes voies d'exposition dans les zones contaminées, car les produits cultivés sur place sont souvent aussi contaminés ou alors les enfants sont déjà contaminés en raison de leur activité (séparation de l'or à l'aide du mercure : travail des enfants ou enfants en bas âge emmenés sur le lieu de travail). Il est également difficile d'établir des relations entre les concentrations en mercure dans les sols et l'exposition interne, car les fourchettes de concentrations publiées sont très larges dans les deux sens et il est rare de pouvoir classer ces concentrations par paires (voir chapitre 4).

Dans le présent rapport, on utilisera donc la démarche prospective. Selon la publication de l'OFEFP «Documents environnement N°83» (équation 19, page 39), le seuil d'investigation se calcule comme suit :

$$C_{tot,max} = \frac{K \cdot S \cdot a}{B} \quad (1)$$

$C_{tot,max}$: Concentration totale maximale admissible dans le sol [mg/kg de sol]

K : Masse corporelle de l'enfant [kg]

S : Valeur toxicologique de référence pour l'exposition externe [mg/kg masse corporelle/jour]

a : Degré d'atteinte de la valeur toxicologique de référence [-]

B : quantité de sol ingérée [kg/jour]

Valeur toxicologique de référence S et degré d'atteinte a

Pour fixer $C_{tot,max}$ comme seuil d'investigation, il faut choisir un degré d'atteinte a tel que la valeur toxicologique de référence S puisse aussi être respectée lorsque d'autres voies d'exposition contribuent à la pollution. Pour S, on a adopté ici la dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP, en anglais PTWI) de 4 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{semaine}$ (correspond à 0.57 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$) fixée par le Comité d'experts FAO/OMS sur les additifs alimentaires [5]. Quant à la pollution de fond journalière, elle a été évaluée de la manière suivante par l'OMS en 2000 [6]:

Tableau 1: Estimation de l'ingestion quotidienne (exposition externe) de composés du mercure [$\mu\text{g}/\text{jour}$] selon l'OMS en l'an 2000 (voir [6]).

Source	Hg (vapeur)	Hg(II) (inorganique)	Méthylmercure	Total
Atmosphère	0.04 – 0.2	0	0	0.04 – 0.2
Aliments (sans le poisson)	0	3.6	?	3.6
Poisson	0	0.6	2.4	3
Eau potable	0	0.05	0	0.05
Amalgames dentaires	3.8 - 21	0	0	3.8 - 21
Total	3.8 – 21.2	4.3	2.4	10.5 – 27.9

Si l'on se base sur le maximum estimé à 27.9 $\mu\text{g}/\text{jour}$ et un poids corporel de 70 kg selon le scénario du pire des cas réalistes («Realistic Worst Case Scenario» RWC) de la publication N°83 de l'OFEPF, on obtient une ingestion quotidienne de 0.39 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$, soit environ 70% de la PTWI (0.57 $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{jour}$). Dans cette évaluation, l'amalgame dentaire contribue pour 75% à cette contamination, ce qui ne sera presque jamais le cas pour les enfants en bas âge. Par contre, la quantité de nourriture ingérée quotidiennement par les enfants en bas âge peut être 3 à 4 fois plus élevée que chez les adultes si on la rapporte à leur poids corporel (voir tableau figure 1). Ceci est également valable pour le volume respiratoire qui, rapporté au poids corporel, est environ 3 fois supérieur chez les enfants en bas âge que chez les adultes [7]. Les produits issus d'un jardin familial contaminé peuvent encore plus contribuer à élever la charge polluante. En résumé, le degré d'atteinte a qui avait été fixé à **10%** dans les calculs des seuils d'investigation pour le plomb et le cadmium [4] semble aussi se justifier pour le mercure.

Table 14-1. Recommended Values for Per Capita Total Food Intake, Edible Portion, Uncooked Weight				
Age Group (years)	Mean	95 th Percentile	Multiple Percentiles	Source
	g/kg-day			
Children				
Birth to <1	91	208 ^c		
1 to <3	113	185 ^c		
3 to <6	79	137		
6 to <11 ^a	47	92	See Table 14-12	U.S. EPA/OPP analysis of NHANES 2003–2006
11 to <16 ^b	28	56		
16 to <21 ^b	28	56		
Adults				
21 to <50	29	63		
≥50	29	59		
^a	Based on data for ages 6 to <13 years.			
^b	Based on data for ages 13 to <20 years.			
14.2.1. *	^c	Estimates are less statistically reliable based on guidance published in the <i>Joint Policy on Variance Estimation and Statistical Reporting Standards on NHANES III and CSFII Reports: NHIS/NCHS Analytical Working Group Recommendations (NCHS, 1993)</i> .		
Note: Total food intake was defined as intake of the sum of all foods, beverages, and water ingested.				

Figure 1 : Tableau original tiré de [8]. Ingestion quotidienne de nourriture en fonction de l'âge.

Quantité de sol ingérée B

Compte tenu de l'analyse d'exposition quantitative, la publication N°83 de l'OFEFP fixe la quantité de sol ingérée B dans une fourchette de 0.1 à 1g, entachant cette valeur d'une grande incertitude. Ce facteur d'incertitude de 10 se reporterait intégralement sur le seuil d'investigation. Une nouvelle publication [9] a imputé ces incertitudes à la procédure de détermination expérimentale à l'aide de traceurs. La méthode probabiliste récemment publiée a permis de réduire considérablement les facteurs d'incertitude et de les quantifier. Les taux d'ingestion de poussière et de sol y sont estimés sur la base de différents facteurs tels que les quantités de poussière présentes sur les surfaces intérieures des maisons, les endroits de la main léchées par l'enfant ou en contact avec la nourriture, la fréquence des mouvements main-bouche, la part de particules collées à la main puis transmises dans la salive, ainsi que les temps d'exposition. Pour l'ingestion totale de particules, on a fait la distinction entre poussière domestique et particules de sol à l'air libre ; l'ingestion de poussière domestique était la plus importante. Les valeurs moyennes calculées pour un enfant en bas âge (7 mois – 4 ans) étaient de 41 mg/jour pour la poussière domestique, et de 20 mg/jour pour les particules de sol. La somme des deux se situe dans la fourchette de 60 à 68 mg/jour mentionnée dans d'autres études pour les valeurs moyennes de l'ingestion combinée [9]. Cette fourchette a été déterminée de manière générale pour la population canadienne, avec des échantillons d'exposition typiques comme par ex. une durée de séjour moyenne quotidienne à l'air libre de 2.5 h. Nous admettons que les différences culturelles entre le Canada et la Suisse n'ont pas de grande répercussion sur les échantillons d'exposition, et que les résultats canadiens peuvent être appliqués aux conditions suisses. Dans le sens du scénario du pire des cas réalistes (RWC), nous recommandons d'utiliser le 95^e centile du calcul probabiliste de [9]. Si l'habitation est entourée d'un jardin familial, il faut partir de l'idée que les gens entraînent du sol pollué avec leurs chaussures en entrant dans la maison, contaminant ainsi la poussière domestique. Nous recommandons donc d'utiliser le taux d'ingestion combiné pour le calcul du seuil d'investigation. Pour un enfant en bas âge, le 95^e centile se situe aux alentours de 190 mg/jour (poussière domestique), respectivement de 64 mg/jour (sol), ce qui, après addition, donne une quantité de sol ingérée B totale de **254 mg/jour**. Des taux d'ingestion plus élevés peuvent apparaître lors de troubles comportementaux (pica) où les enfants ingurgitent de plus grandes quantités de sol durant quelques jours par année. Stanek und Calabrese [10] ont estimé les valeurs suivantes:

Tableau 2: Part estimée d'enfants [%] ingurgitant des quantités accrues de sol durant quelques jours par année (« pica-jours »).

# jours par année	Ingestion de sol				
	>200 mg/jour	>500 mg/jour	>1'000 mg/jour	>5'000 mg/jour	>10'000 mg/jour
1 – 2	86	72	63	42	33
7 – 10	72	53	41	20	9
35 - 40	42	31	16	1.6	1.6

3. Résultats

Sur la base des hypothèses RWC (scénario du pire des cas réalistes) décrites au chapitre 2, le calcul du seuil d'investigation selon l'OSol en cas d'utilisation du sol avec risque par ingestion ($C_{tot,max}$ dans la formule (1)) donne :

Poids corporel de l'enfant (2 ans) $K = 10\text{kg}$

Valeur toxicologique de référence pour l'exposition externe $S = 0.57 \mu\text{g/kg}$ masse corporelle/jour]

Taux d'épuisement de la valeur toxicologique de référence $a = 0.1$

Quantité de sol ingérée $B = 0.00025 \text{ kg/jour}$

$$C_{tot,max} = 2.3 \text{ mg/kg sol}$$

4. Validation et recommandations

Comparaison avec des seuils d'investigation étrangers

En comparaison avec les seuils d'investigation étrangers pour les zones habitées, jardins privés, parcs et aires de jeu pour les enfants, ces 2.3 mg/kg de sol se situent tout en bas de la fourchette (1 à 600 mg/kg) [3]. Après classement des seuils d'investigation, le bas de la fourchette se présente comme suit :

Tableau 3: Seuils d'investigation dans les recueils de normes étrangers, classés dans l'ordre croissant

Pays	Seuil d'investigation [mg/kg]	
Pays-Bas	0.83	Zones habitées
Royaume-Uni	1	Hg élémentaire dans les zones habitées
Espagne (Pays basque)	4	Zones habitées et places de jeu
Belgique	4.8	Jardins privés, parcs et places de jeu
Canada	6.6	
Royaume-Uni	8	Méthylmercure dans les jardins privés
Australie	10	Méthylmercure jardins privés et places de jeu
Allemagne	10	Aires de jeu pour les enfants
Royaume-Uni	11	Méthylmercure dans les zones habitées
Espagne (Pays basque)	15	Parkings et surfaces dédiées aux loisirs
Allemagne	20	Zones habitées
U.S.A.	23	
Royaume-Uni	26	Hg élémentaire dans les jardins privés
Allemagne	50	Parkings et surfaces dédiées aux loisirs

Compte tenu de la marge d'estimation relativement importante appliquée pour les facteurs de la formule (1) – en particulier pour le degré d'atteinte a et la quantité de sol ingérée B , les seuils d'investigation jusqu'à 10 mg/kg se situent encore dans le même ordre de grandeur que les 2.3 mg/kg évalués de manière plutôt conservatrice. Le seuil d'investigation de 2 mg/kg figurant dans les recommandations du manuel „Evaluation de la menace“ de l'OFEFP [11] coïncide presque avec les 2.3 mg/kg. Le seuil d'investigation de 1 mg/kg recommandé par Eisler [12] en est aussi relativement proche.

On n'a pas clarifié comment les seuils d'investigation étrangers ont été établis en général, mais il faut quand même en expliquer l'extrême variabilité en prenant l'exemple du „Soil Screening Level“ (SSL) des U.S.A. (23 mg/kg), 10 fois supérieur à notre $C_{tot,max}$. L'approche utilisée par l'U.S. EPA [13] était pratiquement la même que la méthode utilisée dans ce rapport, si ce n'est l'intégration de quelques paramètres supplémentaires par rapport à la formule (1) :

$$SSL = \frac{THQ \cdot BW \cdot AT \cdot 365 \frac{d}{y}}{1/RfD_0 \cdot EF \cdot ED \cdot IR}$$

Paramètres	Valeur
SSL: Soil Screening Level [mg/kg] (\approx seuil d'investigation)	23
THQ: Quotient de risque [-]	1
BW: Poids corporel [kg]	15
AT: Durée moyenne [ans]	6
RfD ₀ : Dose orale de référence Hg [μ g/kg jour] (\approx S dans (1))	0.3
EF: Fréquence d'exposition [jours/an]	350
ED: Durée d'exposition [ans]	6
IR: Quantités de sol ingérées [mg/jour]	200

Même si la coïncidence exacte d'un facteur 10 est un hasard, il faut noter que la dose orale de référence est exploitée à 100% dans l'évaluation de l'U.S. EPA, alors que le degré d'atteinte adopté dans le chapitre 2 selon [4] était seulement de 10%, ce qui expliquerait justement ce facteur 10. La quantité de sol ingérée (IR) de 200 mg/jour coïncide à peu près avec les hypothèses du chapitre 2. Il est possible que ces interprétations sur les contaminations et l'évaluation des contaminations contribuent à l'extrême dispersion des seuils d'investigation dans les différents recueils de normes.

Exposition interne et pollution des sols

Endroits non pollués

Dans une étude sur la contamination au mercure de la population tchèque [14], on trouve une teneur médiane en mercure de 0.16 mg/kg (95^e percentile 0.49 mg/kg) pour les places de jeu des garderies d'enfants. L'exposition potentielle des enfants par ingestion non intentionnelle de sol a été calculée et jugée comme insignifiante. Par contre, les teneurs en mercure mesurées dans le sang et les cheveux des enfants et des adultes étaient corrélées avec leur consommation de poisson. Une étude récemment menée sur les troubles du développement (MR/DD) par contamination prénatale [15] s'est intéressée au mercure contenu dans les sols de Californie du Sud. Il en est ressorti que seul l'arsenic était lié de manière significative à ce problème ; le mercure, en tant que pollution de fond avec des concentrations inférieures à 0.15 mg/kg, ne présentait pas de corrélation.

Endroits pollués

Les concentrations en mercure du sol mesurées sur trois sites dans les environs d'une mine de zinc-plomb en Chine (maximum 0.7 mg/kg) étaient corrélées avec les concentrations trouvées dans les échantillons de cheveux des habitants. Les concentrations en mercure mesurées dans les échantillons de cheveux prélevés sur le site le plus proche de la mine (là où le sol était le plus pollué) étaient en moyenne de 0.86 mg/kg, donc toujours inférieures à la concentration moyenne de 1.36 mg/kg de la population chinoise [16] et au-dessous de la concentration maximale de 1 mg/kg recommandée par l'U.S. EPA [17]. Les voies par inhalation (58 % sous forme de vapeur et lié à des particules) et par consommation de nourriture (42 %) constituaient de loin les plus importantes sources d'ingestion de mercure. L'ingestion directe de sol pollué par voie orale et cutanée ne représentait que 0.08 %. Toutefois, l'exposition externe par inhalation dépend sans doute aussi fortement du degré de contamination du sol.

Les observations faites dans une zone d'une mine d'or au Nicaragua polluée au mercure et présentant des concentrations en Hg entre 0.09 et 2.6 mg/kg ont montré que les teneurs en mercure mesurées dans les ongles des enfants en bas âge étaient corrélées avec les teneurs mesurées dans le sol ; cette observation n'était pas valable pour les plus grands enfants et les adultes. L'eau potable et l'eau de cuisson étaient pourtant aussi polluées dans cette zone, et les concentrations mesurées dans les ongles des enfants en bas âge, des enfants et des adultes étaient aussi corrélées avec les concentrations dans l'eau [18].

Des concentrations en mercure pouvant atteindre 29.6 µg/g de créatinine (crt) ont été mesurées dans les urines d'enfants vivant dans les environs d'une mine de mercure au Mexique (valeur de fond en Tchèque 0.16 µg/g crt [14]). Les concentrations en Hg dans les sols de la zone de lotissement variaient entre 19.9 et 63.1 mg/kg, et des concentrations en Hg jusqu'à 10'000 mg/kg ont été trouvées à une distance d'env. 1 km du lotissement [19]. Une étude analogue a été réalisée aux Philippines, où on a trouvé des teneurs en mercure importantes dans les échantillons de cheveux d'enfants vivant dans des zones fortement polluées (max. 169 mg/kg) à proximité d'une mine de mercure [20].

Dans le cas d'une mine de mercure désaffectée en Chine du sud-ouest, on a mesuré des concentrations en mercure de 0.47 à 88.5 mg/kg dans les déblais miniers, et de 3.9 à 55.7 mg/kg dans le sol des champs de riz. Des concentrations en mercure de 1.04 à 10.32 mg/kg ont été mesurées dans les échantillons de cheveux de la population vivant là-bas (moyenne pour les cheveux de la population chinoise: 1.36 mg/kg) [16]. Dans cette région, la source de nourriture principale est le riz, qui contenait entre 10 et 150 µg de mercure/kg (moyenne pour le riz chinois : 0.58 µg/kg).

Dans le cadre d'un autre examen sur des enfants vivant près d'une mine d'or en Equateur, on a mesuré des concentrations en Hg variant entre 2 et 89 µg/L dans le sang des enfants (moyenne 18.2 µg/L; groupe de contrôle 2.4 µg/L) [21]. Les concentrations en mercure dans la couche supérieure du sol aux environs de l'école se situaient entre 0.1 et 38 mg/kg. Les auteurs de l'étude ont noté qu'il était habituel que des enfants travaillent dans la séparation de l'or par amalgame avec le mercure, et que même les enfants en bas âge étaient emmenés sur le lieu de travail et exposés aux vapeurs de mercure.

Il existe de nombreuses études sur la relation entre les pollutions environnementales au mercure et l'exposition interne, surtout pour les zones fortement polluées ; elles ne sont toutefois pas restituées de manière exhaustive dans ce rapport. En résumé, on peut retenir des publications consultées que les concentrations en mercure dans le sol des jardins familiaux et des aires de jeu pour les enfants avec contamination de fond (jusqu'à 0.5 mg/kg) n'ont pas d'influence notable sur l'exposition interne. Les influences insignifiantes qu'elles pourraient avoir sont masquées par d'autres voies d'exposition comme par ex. la nourriture. Les études menées sur les zones polluées ne permettent pas d'établir des seuils de concentrations en fonction de l'exposition interne (concentrations dans les tissus et liquides corporels). Des expositions internes accrues ont été observées dans tous les cas, même pour la fourchette de basses concentrations dans le sol (jusqu'à 2.6 mg/kg), bien que les concentrations inférieures à 0.7 mg/kg de sol ne représentent encore pas des valeurs critiques pour l'exposition

interne. Seule une des études consultées avançait une relation significative entre l'exposition interne de l'enfant en bas âge et l'ingestion directe de sol [18]. Dans le reste des études, il existait en plus toujours d'autres voies de contamination comme l'exposition professionnelle ou la nourriture polluée. Une étude menée dans la région d'une mine de cinabre désaffectée au nord de la Californie (avec une teneur moyenne en mercure dans le sol de 50 mg/kg) a même conclu que l'exposition interne via le mercure inorganique contenu dans les poussières et les sols était négligeable, car on n'avait pas trouvé de concentrations élevées en mercure dans les échantillons d'urine [22]. Cette constatation se basait sur le fait que le cinabre est très peu soluble. Les concentrations plus élevées trouvées dans le sang ont été imputées au mercure organique contenu dans les poissons consommés.

Recommandations

Les 2.3 mg/kg calculés au chapitre 3 se trouvent tout en bas de la fourchette internationale des seuils d'investigation et des valeurs limites équivalentes au seuil d'investigation pour les jardins, les aires de jeu pour les enfants et les zones de loisirs. Ce résultat semble cependant plausible, non seulement en raison des hypothèses énoncées, mais aussi si on le compare avec la valeur d'assainissement de 5 mg/kg figurant dans l'OSites et les pollutions de fond mesurées dans les sols suisses (tableau 3).

Tableau 3: *Pollutions de fond dans le réseau de mesures NABO 2004-2009 [23]*

Milieu (année)		Concentration Hg [mg/kg]
Urbain	Winterthur (2008)	0.22
	Lugano (2009)	0.39
Agricole (n=33)	Minimum	0.04
	Moyenne	0.09
	Médiane	0.07
	Maximum	0.20
Prairie (n=25)	Minimum	0.03
	Moyenne	0.07
	Médiane	0.07
	Maximum	0.26
Forêt (n=27)	Minimum	0.03
	Moyenne	0.11
	Médiane	0.09
	Maximum	0.29

Les études prises en référence ne justifient pas de décaler ce seuil vers le haut, car aucune des données expérimentales à disposition ne laisse supposer une valeur seuil > 2.3 mg/kg par rapport à l'exposition interne. D'autre part, les scénarios RWC ont été sélectionnés assez prudemment et le degré d'atteinte de seulement 10% offre une sécurité suffisante, de sorte qu'un décalage du seuil vers le bas ne semble pas indiqué. Même en cas de pica, le degré d'atteinte ne monte qu'à 26% de la PTWI fixée par l'OMS si l'on prend les 16% d'enfants qui avalent au maximum 5 grammes de sol par jour pendant au maximum 40 jours par année (tableau 2).

Nous recommandons de fixer le **seuil d'investigation selon l'OSol à 2 mg/kg**, arrondi à l'unité

5. Références bibliographiques

1. Ordonnance du 1er juillet 1998 sur les atteintes portées au sol (OSol, RS 814.12). Dernière consultation le 05.10.2012; <http://www.admin.ch/ch/f/rs/8/814.12.fr.pdf>.
2. Ordonnance du 26 août 1998 sur l'assainissement des sites pollués (ordonnance sur les sites contaminés, OSites, RS 814.680). Dernière consultation le 05.10.2012; <http://www.admin.ch/ch/f/rs/8/814.680.fr.pdf>.
3. Portmann, D., Reiser, R. et Meuli, R., Mercure dans le sol: établissement d'une valeur d'assainissement selon l'OSites et de seuils d'investigation selon l'OSol, 2013, Agroscope Reckenholz-Tänikon ART: Zurich.
4. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage OFEFP (1998): Etablissement de seuils d'investigation et de valeurs d'assainissement pour les polluants inorganiques dans les sols. Documents environnement n° 83 – Sol. Auteurs: Hämmann, M. & Gupta, S.K.
5. FAO/WHO (2011): Evaluation of certain contaminants in food. Seventy-second JEFCA Report. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JEFCA). WHO Technical Report Series No. 959; http://whqlibdoc.who.int/trs/WHO_TRS_959_eng.pdf.
6. Office fédéral de la santé publique OFSP (2012): Fiche d'information « Mercure ». Dernière consultation le 17.10.2012; <http://www.bag.admin.ch/themen/chemikalien/00228/03912/index.html?lang=fr>.
7. OEHHA, Revised Technical Support Document for Exposure Assessment And Stochastic Analysis, Chapter 3: Daily Breathing Rates (2012). Office of Environmental Health Hazard Assessment, California U.S.A. Dernière consultation le 21 novembre 2013; http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/2012tsd/Chapter3_2012.pdf.
8. U. S. Environmental Protection Agency (EPA), Exposure Factors Handbook: Edition 2011 (2011). National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-09/052F., Dernière consultation le 20 novembre 2013; [:http://www.epa.gov/ncea/efh/report.html](http://www.epa.gov/ncea/efh/report.html).
9. Wilson, R., Jones-Otazo, H., Petrovic, S., Mitchell, I., Bonvalot, Y., Williams, D. et Richardson, G.M., Revisiting Dust and Soil Ingestion Rates Based on Hand-to-Mouth Transfer (2013) Human and Ecological Risk Assessment. 19(1): p.158-188.
10. Stanek, E.J. et Calabrese, E.J., DAILY ESTIMATES OF SOIL INGESTION IN CHILDREN (1995) Environmental Health Perspectives. 103(3): p.276-285.
11. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage OFEFP (2005): Manuel – Sols pollués. Evaluation de la menace et mesures de protection. Auteurs: Mailänder, R.A. & Hämmann, Aide à l'exécution Environnement.
12. Eisler, R., Proposed Mercury Criteria for Protection of Natural Resources and Human Health. *In* Mercury: Hazards to living organisms, R. Eisler, Editor. 2006, CRC Press: Boca Raton, FL.
13. U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Soil Screening Guidance: Technical Background Document, Second Edition, EPA / 540 / R95 / 128 (1996). Dernière consultation le 21 novembre 2013; <http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/toc.htm>.
14. Puklova, V., Krskova, A., Cerna, M., Cejchanova, M., Rehurkova, I., Ruprich, J., Kratzer, K., Kubinova, R. et Zimova, M., The mercury burden of the Czech population: An integrated approach (2010) International Journal of Hygiene and Environmental Health. 213(4): p.243-251.
15. Liu, Y., McDermott, S., Lawson, A. et Aelion, C.M., The relationship between mental retardation and developmental delays in children and the levels of arsenic, mercury and lead in soil samples taken near their mother's residence during pregnancy (2010) International Journal of Hygiene and Environmental Health. 213(2): p.116-123.
16. Li, Y.H., Environmental contamination and risk assessment of mercury from a historic mercury mine located in southwestern China (2013) Environmental Geochemistry and Health. 35(1): p.27-36.
17. Hightower, J.M. et Moore, D., Mercury levels in high-end consumers of fish (2003) Environmental Health Perspectives. 111(4): p.604-608.

18. Wickre, J.B., Karagas, M.R., Folt, C.L. et Sturup, S., Environmental exposure and fingernail analysis of arsenic and mercury in children and adults in a Nicaraguan gold mining community (2004) *Archives of Environmental Health*. 59(8): p.400-409.
19. Costilla-Salazar, R., Trejo-Acevedo, A., Rocha-Amador, D., Gaspar-Ramirez, O., Diaz-Barriga, F. et Perez-Maldonado, I.N., Assessment of Polychlorinated Biphenyls and Mercury Levels in Soil and Biological Samples from San Felipe, Nuevo Mercurio, Zacatecas, Mexico (2011) *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 86(2): p.212-216.
20. Maramba, N.P.C., Reyes, J.P., Francisco-Rivera, A.T., Panganiban, L.C.R., Dioquino, C., Dando, N., Timbang, R., Akagi, H., Castillo, M.T., Quitariano, C., Afuang, M., Matsuyama, A., Eguchi, T. et Fuchigami, Y., Environmental and human exposure assessment monitoring of communities near an abandoned mercury mine in the Philippines: A toxic legacy (2006) *Journal of Environmental Management*. 81(2): p.135-145.
21. Counter, S.A., Buchanan, L.H., Ortega, F. et Laurell, G., Elevated blood mercury and neuro-otological observations in children of the Ecuadorian gold mines (2002) *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A*. 65(2): p.149-163.
22. Harnly, M., Seidel, S., Rojas, P., Fornes, R., Flessel, P., Smith, D., Kreutzer, R. et Goldman, L., Biological monitoring for mercury within a community with soil and fish contamination (1997) *Environmental Health Perspectives*. 105(4): p.424-429.
23. Gubler, A., Schwab, P., Wächter, D., Meuli, R.G. et Keller, A., Résultats de l'Observatoire national des sols (NABO) 1985 - 2009. (en cours d'élaboration).