

RAISONS DE SANTE 325 – LAUSANNE

Unisanté – Centre universitaire de médecine générale et santé publique
Département santé travail et environnement

Contamination des sols aux dioxines/furanes en région lausannoise – Évaluation sanitaire

Aurélie Berthet, Christelle Oltramare, David Vernez

unisanté
Centre universitaire de médecine générale
et santé publique • Lausanne

Unil
UNIL | Université de Lausanne

Raisons de santé 325

Le Centre universitaire de médecine générale et santé publique Unisanté regroupe, depuis le 1er janvier 2019, les compétences de la Policlinique médicale universitaire, de l'Institut universitaire de médecine sociale et préventive, de l'Institut universitaire romand de santé au travail et de Promotion Santé Vaud. Il a pour missions :

- les prestations de la première ligne de soins (en particulier l'accès aux soins et l'orientation au sein du système de santé) ;
- les prestations en lien avec les populations vulnérables ou à besoins particuliers ;
- les interventions de promotion de la santé et de prévention (I et II) ;
- les expertises et recherches sur l'organisation et le financement des systèmes de santé ;
- les activités de recherche, d'évaluation et d'enseignement universitaire en médecine générale et communautaire, en santé publique et en santé au travail.

Dans le cadre de cette dernière mission, Unisanté publie les résultats de travaux de recherche scientifique financés par des fonds de soutien à la recherche et des mandats de service en lien avec la santé publique. Il établit à cet égard différents types de rapports, au nombre desquels ceux de **la collection « Raisons de santé »** qui s'adressent autant à la communauté scientifique qu'à un public averti, mais sans connaissances scientifiques fines des thèmes abordés. Les mandats de service sont réalisés pour le compte d'administrations fédérales ou cantonales, ou encore d'instances non gouvernementales (associations, fondations, etc.) œuvrant dans le domaine de la santé et/ou du social.

Citation suggérée :

Berthet A, Oltramare C, Vernez D. Contamination des sols aux dioxines/furanes en région lausannoise – Évaluation sanitaire. Lausanne, Unisanté – Centre universitaire de médecine générale et santé publique, 2021 (Raisons de santé 325). <https://doi.org/10.16908/issn.1660-7104/325>

Remerciements :

A l'ensemble des membres du Groupe de travail sanitaire, au Dr. Lerch (Agroscope), au Dr Zennegg (EMPA), à la Dre Crézé (Unisanté), au Dr Duperrex (Unisanté).

Date d'édition :

Décembre 2021

Table des matières

Résumé	7
1 Introduction	11
1.1 Les dioxines	11
1.1.1 Origine des dioxines et sources potentielles d'exposition	11
1.1.2 Les facteurs d'équivalence toxique	12
1.2 Toxicité des PCDD/Fs	13
1.2.1 Reprotoxicité	14
1.2.2 Cancérogénicité	14
1.3 Valeurs réglementaires – valeurs cibles	15
1.4 Problématique de la contamination à Lausanne et région	17
1.4.1 Premiers échantillonnages	17
1.4.2 Campagnes de mesures et investigations environnementales	18
2 Méthodologie.....	20
2.1 Objectifs	20
2.2 Fonctionnement	20
2.3 Cadre de travail	21
2.4 Démarche d'évaluation	22
3 Scenarios d'exposition.....	23
3.1 Ingestion directe de terre	23
3.1.1 Modèle de calcul	23
3.1.2 Paramètres et application du modèle	24
3.1.3 Résultats – ingestion directe de terre	27
3.2 Consommation de légumes (potagers)	30
3.2.1 Modèle de calcul	30
3.2.2 Paramètres et application du modèle	31
3.2.3 Résultats – consommation de légumes	33
3.3 Consommation d'aliments d'origine animale	41
3.3.1 Contexte lausannois	41
3.3.2 Modèles de calcul	42
3.3.3 Paramètres et application du modèle	43
3.3.4 Résultats – aliments d'origine animale	47
4 Impact potentiel sur la charge corporelle	54
4.1 Concentration en PCDD/Fs dans le sérum	54
4.2 Impact de l'ingestion directe de terre	56
4.3 Impact de l'ingestion de légumes	57
4.3.1 Courgettes (cucurbitacées)	58
4.3.2 Carottes (légumes racines) – non pelées	59
4.3.3 Carottes (légumes racines) – pelées	59
4.4 Impact de l'ingestion d'œufs	60
4.5 Interprétation des résultats	61
4.5.1 Variabilité au sein de la population générale	61

4.5.2	Critères d'évaluation	62
4.5.3	Effets toxiques attendus	62
4.5.4	Expositions historiques	63
4.5.5	Le lait maternel	64
4.5.6	Enjeux liés au monitoring biologique	64
4.5.7	Enjeux structurels	64
5	Recommandations	67
5.1.1	Utilisations des terrains contaminés	67
5.1.2	Gestion des sols et denrées potentiellement contaminées	68
5.1.3	Acquisition de données manquantes	68
6	Références	69
7	Documents annexes	73

Liste des tableaux

Tableau 1	Facteurs d'équivalent toxique pour les dioxines et furanes	13
Tableau 2	Valeurs cibles et valeurs réglementaires des teneurs maximales en dioxines-furanes	16
Tableau 3	Composition du GT sanitaire	21
Tableau 4	Etapes de l'évaluation sanitaire	22
Tableau 5	Paramètres considérés pour les calculs de risque d'ingestion du sol	24
Tableau 6	Exemple type de production annuelle de cucurbitacées sur une parcelle de plantage	32
Tableau 7	Production potagère par an d'un jardin privé	33
Tableau 8	Concentrations calculées dans les courgettes en fonction des concentrations dans le sol	33
Tableau 9	Teneurs mesurées en PCDD/F dans les courges	34
Tableau 10	Concentrations calculées dans les carottes lavées (CAW) et les carottes épluchées (CAP) en fonction des concentrations dans le sol	36
Tableau 11	Concentrations calculées dans les pommes de terre en fonction des concentrations dans le sol	37
Tableau 12	Paramètres d'ajustement physiologique du modèle RuMoPOP à la brebis allaitante	44
Tableau 13	Paramètres d'ajustement physiologique du modèle PBTKGrowingCattle à l'agneau sous la mère	44
Tableau 14	Scénarios d'exposition simulé du circuit de pâturage de l'année de référence 2020 du troupeau Roux du Valais n°2	45
Tableau 15	Paramètres considérés dans le modèle de transfert pour estimer les concentrations de dioxines/furanes dans un œuf de poule.	46
Tableau 16	Concentrations de dioxines-furanes (pg TEQ _{WHO-05}) estimées par œuf en fonction des concentrations (ng TEQ _{WHO-05} /kg) dans le sol	46
Tableau 17	Teneurs mesurées en PCDD/F chez les agneaux et brebis	48
Tableau 18	Teneurs mesurées en PCDD/F dans les œufs	52
Tableau 19	Teneurs mesurées en PCDD/F dans les rillettes de porc laineux	52

Liste des figures

Figure 1	Zone initiale d'investigation de la contamination et des sources potentielles de dioxines/furanes initialement identifiées début 2021	17
Figure 2	Carte de zonage modélisée selon les concentrations probables de PCDD/Fs mesurées dans le sol	18
Figure 3	Poids corporel en fonction de l'âge selon le modèle CADM (concentration- and age-dependant model)	27
Figure 4	Dose ingérée en pg TEQ _{WHO-05} /kg pc/jour pour des concentrations de PCDD/Fs dans le sol de 100 – 400 ng TEQ _{WHO-05} /kg	28
Figure 5	Étapes de calcul des concentrations dans les végétaux	31
Figure 6	Corrélation entre la concentration du sol et la concentration dans les denrées végétales basées sur les BCF moyens	31
Figure 7	Dose journalière estimée en pg TEQ _{WHO-05} en fonction du poids corporel pour une consommation de 100 g de cucurbitacées selon différentes fréquences par année et pour une contamination du sol variant de 20 à 200 ng TEQ _{WHO-05} /kg de sol	34
Figure 8	Dose journalière estimée en pg TEQ _{WHO-05} en fonction du poids corporel pour une consommation de carottes non pelées selon différentes fréquences par année et pour une contamination du sol de 20 à 200 ng TEQ _{WHO-05} /kg de sol	38
Figure 9	Dose journalière estimée en pg TEQ _{WHO-05} en fonction du poids de l'enfant ou de l'adulte pour une consommation de carottes pelées selon différentes fréquences par année et pour une contamination du sol de 200 ng TEQ _{WHO-05} /kg de sol	40
Figure 10	Résultats de simulation, concentrations en dioxines/furanes estimés dans les tissus adipeux des brebis du troupeau « roux du Valais n°2 »	48
Figure 11	Dose journalière estimée en pg TEQ _{WHO-05} en fonction du poids corporel pour une consommation de viande de mouton (nombre de portions de 100g/an)	49
Figure 12	Dose journalière estimée en pg TEQ _{WHO-05} en fonction du poids corporel pour une consommation d'œufs selon différentes fréquences par année et pour une contamination du sol de 20 à 200 ng TEQ _{WHO-05} /kg de sol	50
Figure 13	Schéma de principe – dérivation de la dose journalière en PCDD/F	54
Figure 14	Schéma de principe – modèle CADM	55
Figure 15	Concentrations en PCDD/Fs dans le sérum simulées avec le modèle CADM	56
Figure 16	Rapport de concentrations en PCDD/Fs attendu dans le sérum pour l'ingestion directe de terre par rapport à une situation non-exposante	57
Figure 17	Rapport de concentrations en PCDD/Fs attendues dans le sérum pour l'ingestion de courgettes cultivées sur des sols contaminés par rapport à une situation non-exposante	58
Figure 18	Rapport de concentrations en PCDD/Fs attendues dans le sérum pour l'ingestion de carottes non-pelées cultivées sur des sols contaminés par rapport à une situation non-exposante	59
Figure 19	Rapport de concentrations en PCDD/Fs attendues dans le sérum pour l'ingestion de carottes pelées cultivées sur des sols contaminés par rapport à une situation non-exposante	60
Figure 20	Rapport de concentrations en PCDD/Fs attendues dans le sérum pour l'ingestion d'œufs contaminés par rapport à une situation non-exposante	61

Résumé

Les dioxines (polychloro-dibenzo dioxines - PCDDs) et furanes (polychloro-dibenzo furanes - PCDFs), sont une famille de molécules organochlorées aromatiques de plus de 210 congénères. L'origine primaire de leur émission sont les processus industriels demandant un procédé de combustion, comme les incinérateurs de déchets d'anciennes générations. Ces composés étant très lipophiles, stables et peu biodégradables, vont s'accumuler dans les tissus graisseux. Pour cette raison, l'alimentation est la principale source d'exposition aux PCDD/Fs de notre environnement quotidien.

Une contamination aux PCDD/Fs sur une large étendue de la région lausannoise a été constatée suite à des sondages effectués en vue d'un réaménagement d'une parcelle agricole sise à l'avenue Victor-Ruffy à Lausanne. Les concentrations mesurées dépassent le seuil d'investigation et par endroit le seuil d'assainissement de l'Ordonnance sur les atteintes portées aux sols (OSol), respectivement de 20 et 100 ng i-TEQ/kg. La contamination observée est d'origine historique, la source d'émission la plus probable (l'ancienne usine d'incinération) ayant disparu et aucune autre source de dioxines actuellement en exploitation n'ayant été identifiée. Les concentrations élevées mesurées ont suscité plusieurs questions d'ordre sanitaire nécessitant un travail d'expertise. Une démarche d'analyse de risque environnemental pour la santé des populations exposées a alors été entreprise par Unisanté sous le mandat de la Direction générale de la santé (DGS) du Canton de Vaud et en collaboration avec la Direction générale de l'environnement (DGE) du Canton de Vaud et la Ville de Lausanne.

Les objectifs du mandat étaient d'identifier les scénarios d'exposition, d'évaluer les risques associés à ces scénarios, de formuler des recommandations à l'attention des autorités d'exécution, et d'accompagner la DGS et la DGE dans la communication des risques sanitaires. Selon les modalités d'usage des sols, trois scénarios ou conditions d'exposition ont été identifiés, à savoir les jeunes enfants ingérant accidentellement de la terre, les jeunes enfants et les adultes ingérant des légumes cultivés dans des potagers lausannois, les jeunes enfants et les adultes ingérant des denrées alimentaires issues d'animaux élevés sur les terrains lausannois (porc, moutons, poules).

Parmi les effets sur la santé reconnus chez l'humain, l'effet le plus sensible identifié est la reprotoxicité. Deux congénères de la famille des PCDD/Fs étant classés cancérigènes, le risque de cancer a aussi été considéré dans ce rapport. C'est sur la base de l'association entre la diminution des concentrations de spermatozoïdes et l'augmentation des niveaux sériques de TCDD ainsi que d'un modèle toxicocinétique de distribution des dioxines dans l'organisme humain (CADM, ou concentration- and age-dependant model) que l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA, ou European Food Safety Authority en anglais) a défini une dose

journalière tolérable (DJT) de 0.3 pg TEQ_{WHO-05}/kg pc/jour. Bien que cette DJT fournisse un élément d'appréciation important, son interprétation est rendue difficile par le fait que la dose attendue via l'alimentation « normale » dépasse déjà ce seuil. Le modèle toxicocinétique (CADM) a donc été utilisé pour estimer les concentrations sanguines en PCDD/Fs selon les différentes situations d'exposition et pour déterminer l'importance de l'augmentation relative de la charge corporelle en PCDD/Fs. Trois seuils ont été retenus pour l'élaboration des recommandations. Ces seuils tiennent compte de la variabilité de concentration attendue dans la population générale et sont définis comme une augmentation « faible » (<20%), « notable » (entre 20 et 100%) ou « importante » (>100%).

Les scénarios conduisant potentiellement à une augmentation importante (>100%) de la charge corporelle sont la consommation régulière d'œufs de poules élevées sur des sols avec des concentrations de PCDD/Fs > 20 ng TEQ_{WHO-05}/kg et la consommation régulière de cucurbitacées cultivées sur des sols à des concentrations de PCDD/Fs >100 ng TEQ_{WHO-05}/kg. Les scénarios conduisant potentiellement à une augmentation notable (20-100%) de la charge corporelle ont été identifiés comme étant la consommation régulière de cucurbitacées cultivées sur des sols avec des concentrations de PCDD/Fs entre 20-100 ng TEQ_{WHO-05}/kg, la consommation régulière de légumes racines non-pelés cultivés sur des sols avec des concentrations de PCDD/F >50 ng TEQ/kg, et la fréquentation régulière (pour les enfants) de parcs et de jardins sur des sols avec des concentrations de PCDD/F >200 ng TEQ_{WHO-05}/kg.

Il est plausible que les situations d'exposition actuelles conduisant à une augmentation notable ou importante de la charge corporelle puissent contribuer aux effets reprotoxiques, par ailleurs déjà observés dans la population suisse. Il est cependant peu probable que les situations d'exposition actuelles puissent contribuer de façon significative à des effets cancérogènes. Au-delà de l'évaluation des niveaux d'exposition attendus, l'analyse de la situation lausannoise met en exergue : la forte influence des conditions d'usage des terrains (type d'exposition, fréquence d'usage/consommation et teneur en PCDD/Fs du sol) dans les niveaux de charge corporelle attendus, un manque de données de référence sur les niveaux de charge corporelle en PCDD/Fs dans la population générale en Suisse et un déséquilibre entre les expositions attendues pour les différents scénarios d'usage des terrains et les niveaux de protection visés par les dispositifs légaux de protection des sols et des denrées alimentaires.

Abréviations/Principales unités

ADEME	Agence de la transition écologique, France
AhR	Aryl hydrocarbon Receptor (récepteur d'aryl hydrocarboné)
BCF	Bio-Concentration Factor (facteurs de bioconcentration)
CADM	Concentration- and Age-Dependant Model (modèle dépendant de l'âge et de la concentration)
DJT	Dose Journalière Tolérable
DGE	Direction générale de l'environnement, Canton de Vaud
DGS	Direction générale de la santé, Canton de Vaud
DL-PCB	Dioxin-Like PolyChloroBiphenyl (Polychlorobiphényle de type dioxine)
EFSA	European Food Safety Authority (Autorité européenne de sécurité des aliments)
EMPA	Laboratoire fédéral d'essai des matériaux et de recherche
GT	Groupe de Travail
IARC	International Agency for Research on Cancer (Centre international de recherche sur le cancer)
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, France
LPE	Loi fédérale sur la protection de l'environnement (Loi sur la protection de l'environnement, LPE) du 7 octobre 1983 (Etat le 1er janvier 2021). RS 814.01
MF	Masse Fraîche
MS	Masse Sèche
NOAEL	No Observable Adverse Effect Level (Dose maximale sans effet néfaste observable)
OFEV	Office fédéral de l'environnement
OLED	Ordonnance sur la limitation et l'élimination des déchets (Ordonnance sur les déchets, OLED) du 4 décembre 2015 (Etat le 1er janvier 2021). RS 814.600.
OMS	Organisation mondiale de la santé
OCont	Ordonnance sur les contaminants (OCont) du 16 décembre 2016 (Etat le 1er juillet 2020). RS 817.022.15.
OPair	Ordonnance sur la protection de l'air (OPair) du 16 décembre 1985 (Etat le 1er avril 2020). RS 814.318.142.1.
OSite	Ordonnance sur l'assainissement des sites pollués (OSites1) du 26 août 1998 (Etat le 1er mai 2017). RS 814.680
OSol	Ordonnance sur les atteintes portées aux sols (OSol) du 1er juillet 1998 (Etat le 12 avril 2016). RS 814.12
OTAN	Organisation du Traité de l'Atlantique Nord
pc	Poids corporel
PCB	PolyChloroBiphényle
PCDDs	PolyChloro-Dibenzo Dioxines
PCDD/Fs	Mélange de PolyChloro-Dibenzo Dioxines et PolyChloro-Dibenzo Furanes
PCDFs	PolyChloro-Dibenzo Furanes
POP	Polluant Organique Persistant

PBPK	Physiologically Based Pharmaco-Kinetic model (Modèle pharmacocinétique physiologique)
RIVM	National Institute for Public Health and the Environment, Pays-Bas (Institut national de la santé publique et de l'environnement)
TCDD ou 2,3,7-8 TCDD	2,3,7,8-TétraChloroDibenzo-p-Dioxine (dioxine de Seveso)
TEQ	Toxicity Equivalent Quantity (Equivalent toxique)
TEF	Toxic Equivalent Factor (Facteur d'équivalent toxique, pour un congénère)
US EPA	United States environment protection agency
WHO	World Health Organization (Organisation mondiale de la santé, OMS)
pg -TEQ _{WHO-05} /g de lipides	Concentration en PCDD/Fs dans le sérum (en picogrammes – équivalent toxique par grammes de lipides)
pg TEQ/kg pc/semaine	Dose hebdomadaire en PCDD/Fs (en picogrammes – équivalent toxique par kg de masse corporelle par semaine)
ng TEQ _{WHO-05} /kg	Concentration du sol en PCDD/Fs (en nanogrammes - équivalent toxique par kg de masse sèche de terre)

1 Introduction

1.1 Les dioxines

Les dioxines (polychloro-dibenzo dioxines - PCDDs) et furanes (polychloro-dibenzo furanes - PCDFs), sont une famille de molécules organochlorées aromatiques. Il existe 210 congénères dans la famille des dioxines/furanes, abrégée PCDD/Fs, qui sont différenciés par la position et le nombre de chlores associé à leurs cycles aromatiques.

Ces composés lipophiles sont stables et peu biodégradables. Ils sont classés comme Polluants Organiques Persistants (POPs) par la Convention de Stockholm. Dans l'environnement, les PCDD/Fs auront tendance à s'adsorber à la matière organique et s'accumuler dans le sol du fait de leur faible mobilité et leur persistance élevée. Chez les mammifères, les dioxines s'accumulent dans les tissus graisseux et le foie.

1.1.1 Origine des dioxines et sources potentielles d'exposition

L'origine primaire des émissions de PCDD/Fs sont les processus industriels et particulièrement des incinérateurs de déchets, ménagers ou hospitaliers, d'anciennes générations. Les procédés de blanchiment au chlore des pâtes à papier ou de la production de certains pesticides sont également des sources de PCDD/Fs¹. Certains phénomènes naturels sont aussi des sources d'émission, comme les feux de forêt ou les éruptions volcaniques.

Les PCDD/Fs sont formés non intentionnellement lors de processus industriels thermiques. Ils sont relâchés dans l'atmosphère et transportés par les fumées de combustion. Ils se déposent ensuite sur les sols où les PCDD/Fs s'accumulent en raison de leur faible mobilité et leur haute persistance. La demi-vie des dioxines, c'est-à-dire le temps nécessaire à ce que la moitié de leur concentration se dégrade dans l'environnement, est estimée entre 25 et 100 ans².

La présence de PCDD/Fs est très fréquemment combinée à la présence de polychlorobiphényles (PCBs). À la différence des dioxines et furanes, les PCBs sont contenus dans différents mélanges utilisés à des fins industrielles comme les fluides électriques, peintures, retardateurs de flammes, diluants de pesticides, etc.³. Ils se retrouvent dans l'environnement suite à des fuites ou lors de l'élimination ou stockage inadaptés de déchets (ancienne décharge). Ces composés sont également lipophiles et persistants. Leur demi-vie dans des sols organiques est estimée entre 6 à 20 ans^{4,5}.

Les émissions d'organochlorés, incluant les PCDD/Fs et les PCBs, sont sévèrement réglementées à l'heure actuelle. Dans l'Union européenne et en Suisse, les émissions de PCDD/Fs ne doivent pas dépasser la concentration de 0.1 ng/m³ depuis 1994⁶. Cette valeur limite est définie comme la somme des concentrations individuelles des congénères de dioxines et furanes et elle est la moyenne de toutes les valeurs mesurées sur une période d'échantillonnage de minimum 6h et de maximum 8h⁷. En Suisse, une valeur limite est entrée en vigueur en 2007. De fait, l'exposition a diminué progressivement ces dernières décennies au sein de la population. Du fait de la

biopersistance de ces composés, une exposition subsiste toutefois via l'environnement général et l'alimentation.

La principale source d'exposition en PCDD/Fs provient en principe de notre alimentation. Les denrées animales (viande, beurre, lait, œufs...) sont les produits qui en contiennent la plus forte concentration. Les produits végétaux sont moins touchés par ces contaminations car les dioxines sont lipophiles, et se stockent préférentiellement dans les graisses. De plus, à l'exception notable de la famille des cucurbitacées (concombre, courge, courgette...), les dioxines sont peu absorbées par les racines des plantes. Le fait de cuire les aliments ne permet pas de dénaturer les dioxines, les températures de cuisson étant trop basses.

1.1.2 Les facteurs d'équivalence toxique

La toxicité des différents congénères étant variable, la teneur en PCDD/Fs est exprimée en équivalent de toxicité par rapport à la molécule de référence (TCDD ou 2,3,7,8 TCDD, dioxine de Seveso). Le système de mesure i-TEQ (International Toxicity Equivalent Quantity) a été créé par l'OTAN en 1989. L'OMS a proposé une réévaluation des valeurs en 1998 puis en 2005 avec le système WHO-TEQ⁸. La nomenclature de l'OMS est la plus adéquate vis-à-vis de l'état des connaissances actuelles. Il est toutefois important de noter que l'ancienne nomenclature (de l'OTAN) est encore largement utilisée dans la réglementation.

Le calcul des concentrations en équivalent toxique se base sur la formule suivante :

$$TEQ = \sum_{i=1}^n (C_i \cdot TEF_i)$$

Avec C_i la concentration du congénère i , TEF_i le facteur d'équivalent toxique du congénère i et TEQ la concentration totale équivalente en TCDD. Les facteurs d'équivalent toxique des trois systèmes de mesures pour les congénères de dioxines et furanes sont listés dans le Tableau 1 ci-dessous.

Dans ce rapport, le système proposé par l'OMS en 2005 (TEQ_{WHO-05}) sera utilisé préférentiellement dans les calculs de risque. Les valeurs issues de la littérature ou de la réglementation sont toutefois exprimées dans leurs unités d'origine.

Tableau 1 Facteurs d'équivalent toxique pour les dioxines et furanes

Dioxines (PCDD)			
Congénère	TEF WHO-05 ¹	TEF WHO-98 ¹	TEF OTAN-89 ²
2,3,7,8-TCDD	1	1	
1,2,3,7,8-PeCDD	1	1	0.5
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1	0.1	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01	0.01	0.01
OCDD	0.0003	0.0001	0.001
Furanes (PCDF)			
Congénère	TEF WHO-05 ¹	TEF WHO-98 ¹	TEF OTAN-89 ²
2,3,7,8-TCDF	0.1	0.1	0.1
1,2,3,7,8-PeCDF	0.03	0.05	0.05
2,3,4,7,8-PeCDF	0.3	0.5	0.5
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1	0.1	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1	0.1	0.1
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1	0.1	0.1
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01	0.01	0.01
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01	0.01	0.01
OCDF	0.0003	0.0001	0.001

¹ 9² 10

Du fait de leur mode d'action toxicologique et biologique similaire, certains PCBs sont intégrés dans le calcul des équivalents toxiques et couramment appelés DL-PCBs pour « dioxines-like » PCBs ou PCBs de type dioxine. Les facteurs d'équivalent toxique pour chaque congénère ont également été évalués dès 1989 ¹⁰.

1.2 Toxicité des PCDD/Fs

De par leur caractère lipophile, les dioxines s'accumulent préférentiellement dans le foie et le tissu adipeux. Parmi les effets sur la santé reconnus chez l'humain, il y a les lésions hépatiques transitoires (action sur les enzymes de détoxification tels que les cytochromes P450 : CYP1A1, CYP1A2 et CYP1B1) et les dommages des nerfs périphériques. Il y a également des effets suspectés comme les effets sur le système immunitaire (action sur les cytokines et les interleukines 1 et 6), les effets sur la reproduction et le développement, ainsi que le diabète de type 2. Deux congénère

des PCDD/Fs sont aussi reconnus comme cancérigènes ¹¹. C'est le cas de la TCDD, qui est classée "cancérogène pour l'homme" (groupe 1) par le Centre International de Recherche sur le Cancer en 2012 ¹² et du 2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofurane. Toutefois, la cancérogénicité d'autres congénères reste suspectée et n'est pas démontrée en raison, notamment, de la complexité des expositions et de la durée de latence nécessaire avant l'apparition de symptômes liés à une exposition à de faibles doses. Les cancers suspectés sont notamment les cancers des voies respiratoires, le cancer de la prostate, ainsi que certains lymphomes et sarcomes ¹³.

Les valeurs de références ont été établies sur la base des effets critiques de la reprotoxicité et la cancérogénicité. L'effet de reprotoxicité a d'ailleurs été retenu comme l'effet critique le plus sensible chez l'humain ¹⁴. La reprotoxicité et la cancérogénicité sont donc les principaux effets considérés dans cette évaluation.

1.2.1 Reprotoxicité

Les effets reprotoxiques de la dioxine ont notamment été étudiés suite à l'accident de Seveso^a en Italie en 1976. Durant cet événement, plus de 30 kg de TCDD, ont été libérés soudainement dans l'environnement ¹⁵. Plusieurs études se sont intéressées aux conséquences de l'augmentation de la concentration de TCDD dans le sérum sur la qualité du sperme. La concentration de TCDD dans le sérum chez les garçons entre 1-9 ans a un effet significatif sur la qualité du sperme un fois atteint l'âge adulte ¹⁶. Les perturbations du système endocrinien et reproducteur se produisent principalement entre l'enfance et la préadolescence, peu durant l'adolescence et pas après l'âge adulte ¹⁶.

Les études réalisées après Seveso, ainsi que l'étude de Minguez-Alacron ^{16, 17} ont observé une association entre la diminution des concentrations de spermatozoïdes et l'augmentation des niveaux sériques de TCDD, PCDD- TEQ_{WHO-05} et PCDD/F- TEQ_{WHO-05}. C'est cet effet critique qui a été choisi par l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA, ou European Food Safety Authority) pour définir une « dose maximale sans effet néfaste observable » (NOAEL, ou No Observable Adverse Effect Level). Ce NOAEL a été estimé pour les PCDD/Fs à 7,0 pg -TEQ_{WHO-205}/g de lipides dans le sérum à l'âge de 9 ans sur la base des données de l'étude ¹⁷. A partir de ce NOAEL, une dose hebdomadaire acceptable a été établie à 2 pg TEQ/kg pc/semaine.

1.2.2 Cancérogénicité

Certains PCDD/Fs sont considérés comme cancérigènes, sur la base de l'évaluation de leur mécanisme d'action ¹⁸. En effet, ils se lient au récepteur intranucléaire AhR, ce qui modifie la transcription de l'ARN messager codant pour les enzymes de la réponse cellulaire ¹⁹. Deux congénères sont actuellement répertoriés en classe I (cancérogène pour l'homme) par le IARC : le 2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofuran et la TCDD. Ainsi, les dioxines sont des cancérigènes indirects

^a Accident industriel dû à la surchauffe d'un réacteur du procédé de fabrication d'un herbicide (agent orange) qui a entraîné la libération d'un nuage contenant de la soude caustique et la dioxine 2,3,7,8-TCDD (connue sous le nom de dioxine de Seveso). Ce nuage a entraîné la contamination de 7 communes alentours ainsi que de sérieux cas d'intoxication chez les enfants qui ont été atteints de chloracné. Plusieurs milliers d'animaux sont morts et les sols agricoles et des maisons ont dû être décontaminés. Aucun décès n'a été enregistré parmi les personnes atteintes de chloracné dans les mois suivant l'accident et le risque de cancer ou de malformations fœtales n'a pas significativement augmenté.

(non-génotoxiques), à seuil d'effet, qui agissent plutôt par promotion de la tumorigenèse (inhibition de la communication cellulaire et de l'apoptose)²⁰. Une étude a examiné l'incidence d'un cancer ou la mortalité en fonction des concentrations de TCDD dans le sang et de l'exposition. Cette méta-analyse a montré que la relation était significative entre certains cancers et les concentrations externes (cancer de l'œsophage, larynx, reins, lymphomes non Hodgkiniens, myélomes et sarcomes des tissus mous)²¹.

Afin d'évaluer la dose à partir de laquelle des effets peuvent survenir, des études se sont basées sur des données épidémiologiques de cohortes professionnelles. Crump et al. a évalué une association positive entre la mortalité d'un cancer et une ingestion journalière pendant toute une vie (70 ans) d'une dose de PCDD/Fs de 7 pg TEQ/kg pc/jour, sans augmentation de risque pour une dose de 6 pg TEQ/kg pc/jour^{22b}. Dérivée d'un modèle dose-réponse et d'une valeur seuil (pour un modèle non-linéaire), la dose de référence (RfD)^c a été calculée à 100 pg TEQ/kg pc / jour, soit cinquante fois plus élevée que la dose journalière tolérable au moment de l'étude (2.3 pg TEQ/kg pc/jour), mais plus de 300 fois la dose journalière tolérable (DJT) actuelle (0.3 pg TEQ_{WHO-05}/kg pc/jour)²³.

1.3 Valeurs réglementaires – valeurs cibles

Au niveau de l'environnement, la réglementation suisse fournit une valeur maximale d'émission dans l'air (0.1 ng/m³, OPair) ainsi que des valeurs maximales dans le sol selon l'utilisation. Le seuil d'investigation de l'Ordonnance sur les atteintes portées aux sols (OSol) est fixé à 20 ng i-TEQ/kg de sol et les valeurs d'assainissement varient entre 100 ng i-TEQ/kg pour les places de jeux et jardins privés et familiaux et 1000 ng i-TEQ/kg pour les terrains dédiés à l'agriculture et l'horticulture. Ainsi, selon les usages (jardins ou agriculture), entre 20 et respectivement 100 et 1000 ng i-TEQ_{WHO-05}/kg, l'OSol prévoit une évaluation de la menace pour décider de la restriction de l'utilisation des surfaces polluées.

Au niveau des denrées alimentaires, les teneurs maximales en dioxines sont fixées selon l'annexe 5 de l'ordonnance du DFI (Département fédéral de l'intérieur) sur les teneurs maximales en contaminants (Ordonnance sur les contaminants, OCont (RS 817.022.15)). Les teneurs maximales des denrées animales sont par exemple : 2.5 pg TEQ_{WHO-05}/g MF (Matière Fraîche) pour les denrées musculaires de viande ou 0.1 pg TEQ_{WHO-05}/g MF pour les denrées alimentaires pour nourrissons et enfants en bas âge (cf. Tableau 2).

Enfin, il existe plusieurs valeurs cibles issues d'études toxicologiques. Au niveau européen, l'EFSA recommande une DJT de 0.3 ng TEQ_{WHO-05}/kg pc (poids corporel)/jour (équivalent à 2 ng TEQ_{WHO-05}/kg pc/semaine)²⁴ ainsi qu'une valeur limite pour les denrées alimentaires pour les enfants de 0.1 pg TEQ_{WHO-05}/g MF équivalente à la valeur de la réglementation suisse (OCont). L'US EPA propose une dose de référence (RfD) de 0.7 pg TEQ_{WHO-05}/kg/j²⁵.

^b L'unité TEQ_{WHO-89} ou i-TEQ n'est pas précisée

^c La dose de référence est une estimation de l'exposition quotidienne qui est probablement sans risque d'effet néfaste chez l'humain pour une durée d'exposition qui couvre la vie entière.

A ce jour, il n'existe pas de valeur seuil dans l'Ordonnance sur les sites contaminés (OSites), ni dans celle pour la limitation et l'élimination des déchets (OLED). Les révisions légales en cours, notamment de la Loi sur la protection de l'environnement (LPE) et des ordonnances OSol et OSites devraient prochainement venir combler ces lacunes.

Tableau 2 Valeurs cibles et valeurs réglementaires des teneurs maximales en dioxines-furanes

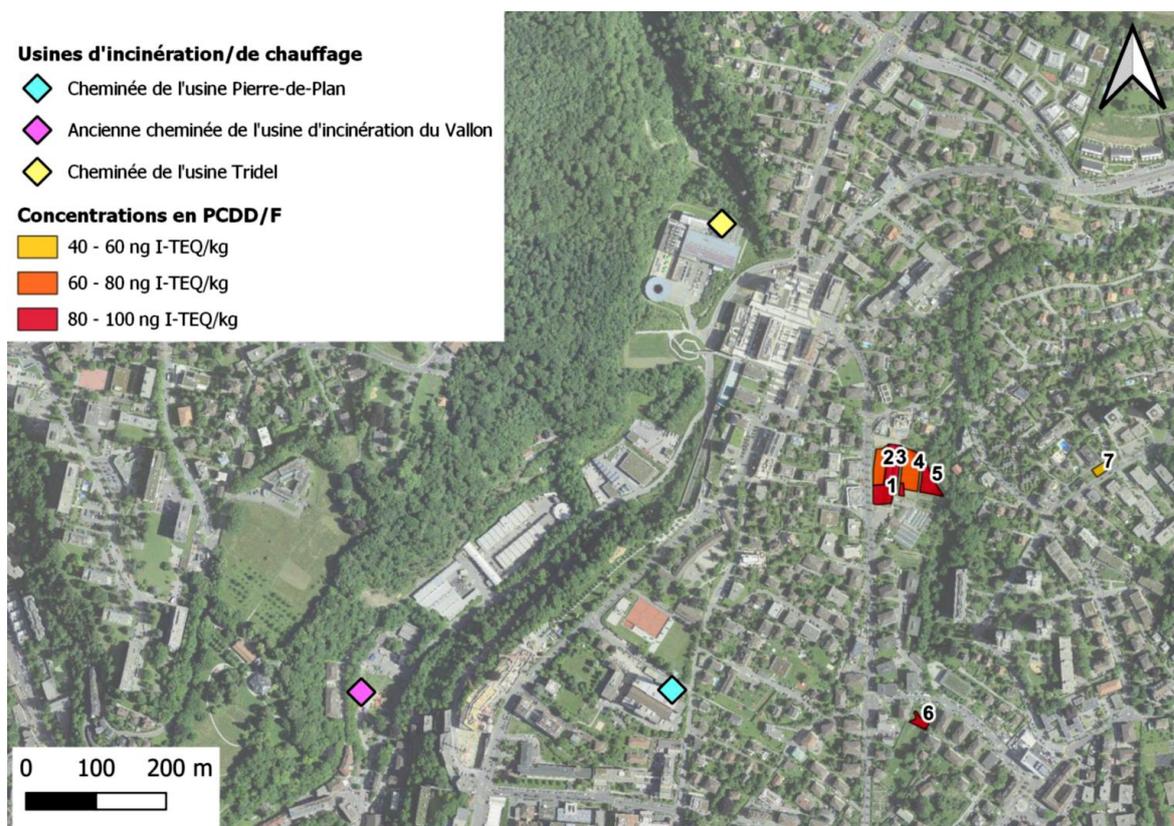
Catégorie	Concentration maximale fixée pour les dioxines-furanes	Organisme réglementaire
Valeurs cibles		Sources
Dose journalière tolérable (DJT)	0.3 pg TEQ _{WHO-05} /kg pc/jour	EFSA (2011)
Dose de référence (RfD)	7x10 ⁻⁷ µg TEQ _{WHO-05} /kg/j	US.EPA (2012)
Valeur réglementaire pour les émissions		Sources
Valeurs limites d'émission	0.1 ng i-TEQ /m ³	OPair ; RS 814.318.142.1
Valeurs réglementaire pour les sols		Sources
Valeur indicative	5 ng i-TEQ /kg matière sèche (ms) de sol	OSol ; RS 814.12
<i>Seuils d'investigation</i>		
Risque par ingestion	20 ng i-TEQ /kg ms de sol	OSol ; RS 814.12
Cultures alimentaires ou fourragères	20 ng i-TEQ /kg ms de sol	OSol ; RS 814.12
<i>Valeurs d'assainissement</i>		
Places de jeux	100 ng i-TEQ /kg ms de sol	OSol ; RS 814.12
Jardins privés et familiaux	100 ng i-TEQ /kg ms de sol	OSol ; RS 814.12
Agriculture et horticulture	1 000 ng i-TEQ /kg ms de sol	OSol ; RS 814.12
Valeurs réglementaire pour les denrées alimentaires		Sources
Graisses animales mélangées	1.5 pg TEQ _{WHO-05} /g matière grasse	OCont ; RS 817.022.15
denrées alimentaires pour nourrissons et enfants en bas âge	0.1 pg TEQ _{WHO-05} /g masse fraîche	
Lait cru et produits laitiers	2.5 pg TEQ _{WHO-05} /g matière grasse	OCont ; RS 817.022.15
<i>Mouton</i>		
Viande de mouton et produits à base de viande de mouton	2.5 pg TEQ _{WHO-05} /g matière grasse	OCont ; RS 817.022.15
Foies d'ovins et produits dérivés	1.25 pg TEQ _{WHO-05} /g poids frais	OCont ; RS 817.022.15
Graisse de mouton	2.5 pg TEQ _{WHO-05} /g matière grasse	OCont ; RS 817.022.15
<i>Porc</i>		
Viande de porc et produits à base de viande de porc	1 pg TEQ _{WHO-05} /g matière grasse	OCont ; RS 817.022.15
Foies de porcs	0.3 pg TEQ _{WHO-05} /g poids frais	OCont ; RS 817.022.15
Graisse de porc	1 pg TEQ _{WHO-05} /g matière grasse	OCont ; RS 817.022.15
<i>Œufs de poule</i>		
Œufs de poule et ovoproduits	2.5 pg TEQ _{WHO-05} /g matière grasse	OCont ; RS 817.022.15

1.4 Problématique de la contamination à Lausanne et région

1.4.1 Premiers échantillonnages

En décembre 2020, des sondages sont effectués en vue d'un réaménagement d'une parcelle privée de la commune de Lausanne sise à l'avenue Victor-Ruffy à Lausanne pour un projet de parc public à vocation agricole. Les deux échantillons obtenus par sondage composite révèlent des taux en PCDD/Fs dans l'ordre de grandeur de la valeur d'assainissement OSol, soit 96 et 107 ng i-TEQ/kg. Ces valeurs alertent les autorités de la Ville et du Canton et conduisent à de nouvelles investigations. En janvier 2021, de nouveaux échantillonnages sont réalisés sur le site et sur deux autres parcelles du même quartier de la Ville. Les taux de PCDD/Fs trouvés dans ces échantillons se situent dans la fourchette des 40-100 ng i-TEQ/kg, ce qui a confirmé la contamination et montré qu'il ne s'agissait pas d'un cas isolé mais d'une contamination vraisemblablement plus large et étendue.

Figure 1 Zone initiale d'investigation de la contamination et des sources potentielles de dioxines/furanes initialement identifiées début 2021



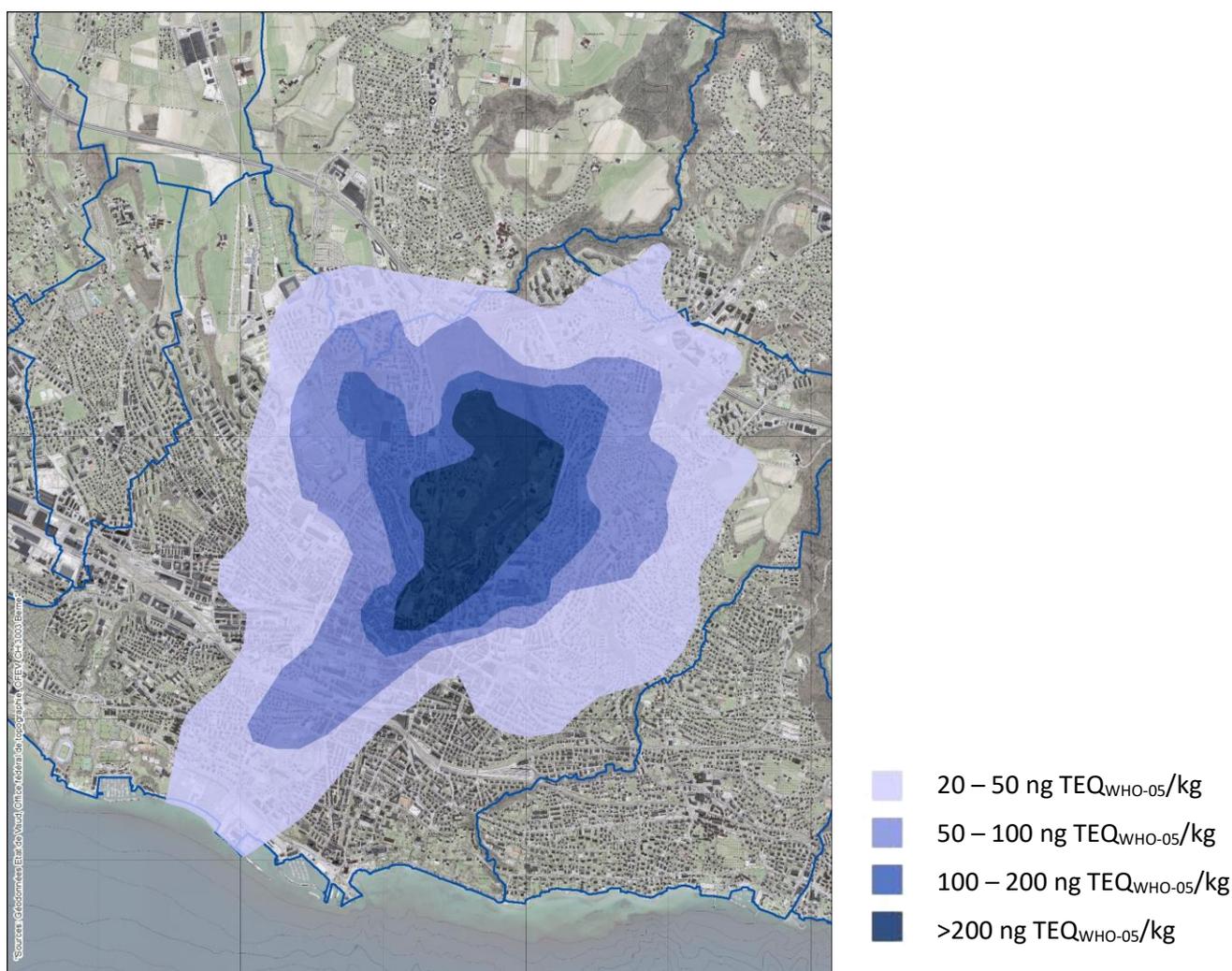
1.4.2 Campagnes de mesures et investigations environnementales

La contamination constatée a conduit à la mise sur pied d'un groupe de travail pour répondre aux questions en lien avec la réglementation environnementale (GT - environnement), piloté par la Direction générale de l'environnement (DGE). L'objectif de ce GT est de délimiter les zones touchées par cette contamination et d'en identifier l'origine.

Cartographie des sols

Des campagnes de mesures successives des sols ont été réalisées entre le printemps et l'été 2021. Des analyses de sols ont été conduites sur des terrains a priori non remaniés pour identifier l'ampleur de la dissémination, ainsi que sur des sites à usages potentiellement sensibles (plantages, crèches, etc.) par le Canton et la Ville de Lausanne. Les données ont été traitées par géostatistique pour établir des cartes de potentiels dépassements des seuils selon l'OSol, et ainsi servir de base pour cibler les messages sanitaires. Une carte des zonages correspondant à des dépassements de concentrations d'intérêt sanitaire a ainsi pu être élaborée (Figure 2).

Figure 2 Carte de zonage modélisée selon les concentrations probables de PCDD/Fs mesurées dans le sol



Sources potentielles de contamination

La contamination dans la région lausannoise concerne essentiellement les PCDD/Fs. Les teneurs en PCB de type dioxines (« dioxin-like PCBs ») sur les zones contaminées sont faibles, de l'ordre de 2 à 5% de la teneur totale en PCDD/Fs. Les analyses ponctuelles montrent une absence de PCB et de métaux lourds en dehors de faibles dépassements des valeurs indicatives de l'OSol. La répartition des congénères est relativement uniforme parmi tous les échantillons, ce qui indique une source de contamination unique. La répartition de la pollution suggère que la source la plus probable serait l'ancienne usine d'incinération du Vallon, active de 1958 à 2006, avec une mise en conformité du traitement des cendres d'électrofiltres et des boues résiduelles de lavage des fumées en 1997. Le positionnement de cette dernière, dans la vallée encaissée du Flon, pourrait expliquer les fortes concentrations observées, les fumées restant dans le creux du Vallon et se déposant sur ses flancs (parc de l'Hermitage, Sauvabelin, la Cité), la concentration dans les sols décroissant graduellement avec la distance à l'usine, également selon les vents et la topographie. L'usine actuelle de Tridel dont l'exploitation a démarré avec la mise hors service de l'usine du Vallon en 2006, n'émet pas de dioxines au-dessus des valeurs tolérées (émission : 0.0054 et 0.0047 ng i-TEQ/m³ mesurés respectivement le 25.08.2020 et 20.08.2019). La DGE n'a identifié aucune autre source de dioxines actuellement en exploitation pouvant expliquer des niveaux de contamination aussi élevés. Des expertises additionnelles sont actuellement menées par le Canton et la Ville pour déterminer la source principale ou des sources ponctuelles additionnelles de cette contamination « historique ».

Introduction – l'essentiel

- Une contamination au PCDD/Fs sur une large étendue /surface de la région lausannoise a été constatée.
- Les concentrations mesurées dépassent le seuil d'investigation et par endroit le seuil d'assainissement de l'OSol, respectivement de 20 et 100 ng i-TEQ/kg.
 - La zone du Vallon et les zones proches (Hermitage, bois de Sauvabelin, la Cité) ont une concentration maximale observée aux environs de 600 ng i-TEQ/kg.
 - Un gradient décroissant de concentrations est observé au-delà de la zone du Vallon, avec une étendue de la zone contaminée (> 20 ng i-TEQ/kg) sur une large surface de la région lausannoise, ainsi que sur la partie sud du Mont-sur-Lausanne et Epalinges.
- La contamination observée est d'origine historique, la source d'émission la plus probable (l'ancienne usine d'incinération) ayant disparu.
- La présence de co-polluants (PCBs, métaux lourds) est mineure.
- Les PCDD/Fs sont des familles de polluants complexes, dont les risques les plus sensibles connus sur la santé sont les effets reprotoxiques.

2 Méthodologie

2.1 Objectifs

Les concentrations élevées de PCDD/F présentes dans les sols de Lausanne ont suscité plusieurs questions d'ordre sanitaire nécessitant un travail d'expertise. La Direction générale de la santé (DGS) a fait appel au Département santé, travail et environnement (DSTE) d'Unisanté pour accompagner la DGS et la DGE dans une démarche d'analyse pour la santé des populations exposées. Il s'agissait en particulier : d'évaluer les niveaux d'exposition et d'identifier les scénarios d'exposition, d'évaluer les risques associés à ces scénarios, de formuler des recommandations à l'attention des autorités d'exécution et d'accompagner la DGS et la DGE dans la communication des risques sanitaires.

Les objectifs spécifiques suivants ont été identifiés afin de réaliser l'évaluation du risque sanitaire, correspondant aux trois premiers objectifs du mandat confié par la DGS :

- Déterminer les conditions d'exposition et les doses relatives à la situation :
 - de jeunes enfants ingérant accidentellement de la terre ;
 - de jeunes enfants et d'adultes ingérant des légumes cultivés dans des potagers lausannois ;
 - de jeunes enfants et d'adultes ingérant des denrées alimentaires issues d'animaux élevés sur les terrains lausannois (porcs, moutons, poules).
- Estimer les risques de dépassement des valeurs réglementaires ou des valeurs-cibles existantes (p.ex. dose journalière tolérable de l'EFSA),
- Evaluer les risques sanitaires associés aux scénarios identifiés.

2.2 Fonctionnement

Du fait de la complexité du polluant et de la double dimension environnementale et santé de la thématique, deux groupes de travail (GT) ont été constitués pour réaliser cette expertise : un GT dans le domaine de l'environnement, sous la responsabilité de la DGE, et un GT dans le domaine sanitaire, sous la responsabilité d'Unisanté. La présence de plusieurs participants dans les deux GT a permis d'assurer une communication régulière entre les deux groupes.

La modalité choisie pour conduire l'expertise sanitaire est celle d'un GT mixte comprenant des spécialistes des domaines scientifiques/techniques abordés, de représentants des organes d'exécution ou entités concernées et de citoyens habitant les zones touchées par la contamination (voir Tableau 3). Ces derniers ont été identifiés après avoir contacté le call-center mis en place par la Ville de Lausanne suite au communiqué de presse du 19 mai 2021 ou fait part de leur préoccupation via la presse.

Le GT sanitaire s'est réuni sept fois entre les mois d'avril et de novembre 2021. Les citoyens ont intégré le GT en juin 2021. Un certain nombre de travaux préparatoires (bibliographie, modélisation, visites de terrain, etc.) ont été réalisés entre les séances, soit individuellement, soit en petits groupes par les membres du GT. Ces travaux ont fait l'objet d'une restitution en séance plénière. L'ensemble des documents pertinents à la conduite de l'expertise ont été mis à disposition des membres du GT via un extranet dédié.

Tableau 3 Composition du GT sanitaire

Membre	Fonction / domaine	Appartenance
Claude Thomas, Etienne Balestra, Gérard Guex	Délégué à l'environnement Chef du Service parcs et domaines Chef d'équipe au Service des parcs et domaines	Ville de Lausanne
François Füllemann,	Responsable sols	Direction générale de l'environnement (DGE), Division géologie, sol et déchets (GEODE)
Dr. Isabelle Rossi Arianna Radaelli	Médecin cantonal adjointe Collaboratrice scientifique	Direction générale de la santé (DGS), Office du médecin cantonal
Dr. Lothar Aicher Dr. Nicolas Roth	Toxicologue agréé Toxicologue agréé	Swiss Centre for Applied Human Toxicology (SCAHT)
Bastien Zimmer Vincent Marolf	jardinier amateur Propriétaire d'une villa avec jardin	Citoyens
Prof. David Vernez, Dr. Aurélie Berthet, Dr. Camille Crézé Christelle Oltramare Roane Guillen	Chef de département Responsable de recherche Chargée de recherche Assistante de recherche Secrétaire de direction	Unisanté, Département Santé, travail et environnement (DSTE)

2.3 Cadre de travail

Le périmètre de l'évaluation sanitaire couvre l'ensemble des risques (pour l'humain) liés à l'exposition aux PCCD/Fs présentes dans les sols contaminés à Lausanne. Il comprend donc l'ensemble des usages actuels raisonnablement attendus des terrains (potagers, jardins, parcs ...) ainsi que des populations concernées (enfants et adultes).

En l'absence de données sur les conditions d'émission de l'époque, évaluer l'exposition historique ayant eu lieu lorsque la source d'émission était active (a priori les fumées de l'usine d'incinération) n'entre pas dans le périmètre de la présente expertise.

L'analyse géographique des terrains contaminés ainsi que l'identification de la source de pollution originelle relèvent des compétences de la DGE et ont été traitées au sein du GT environnement (voir section 1.4.2).

2.4 Démarche d'évaluation

La démarche d'évaluation adoptée par le GT suit les étapes classiques d'une évaluation de risque sanitaire ; sa réalisation est toutefois adaptée aux contextes de la situation lausannoise. Les principales étapes de l'évaluation ainsi que leurs modalités de réalisation, les sources d'information utilisées ou les expertises externes au GT sollicitées sont présentées dans le Tableau 4.

Tableau 4 Etapes de l'évaluation sanitaire

Etape	Tâche	Modalité	Sources /Collaborations
Caractérisation de la source de danger	Identification des polluants	Analyse des polluants	GT environnement, prestataires externes
	Cartographie des sols	Echantillonnage et analyse des sols	GT environnement, prestataires externes
	Propriétés Toxicologie	Recherche documentaire	Bibliographie scientifique
Evaluation de l'exposition	Scenarios d'exposition	Recherche des données/modèles d'exposition existants, choix des paramètres	Bibliographie scientifique, EMPA (Dr. Zennegg), OFEV
	Evaluation de la dose	Utilisation des modèles et outils de calcul	Agroscope (Dr. Lerch)
Evaluation du risque	Identification des référentiels	Evaluation de l'apport alimentaire, sélection des référentiels	Bibliographie scientifique
	Appréciation du risque	Analyse des données	Interne GT sanitaire

Méthodologie – l'essentiel

- Une démarche d'évaluation sanitaire a été mise en place pour évaluer les niveaux d'exposition aux PCDD/Fs et les risques associés à ces expositions.
- Un groupe de travail (GT) a été constitué pour réaliser cette expertise. Il comprend des spécialistes scientifiques/techniques, des représentants des départements concernés de la Ville de Lausanne et du canton, ainsi que des citoyens.
- L'évaluation comprend l'ensemble des expositions humaines résultant des usages actuels possibles des terrains contaminés.
- L'analyse de l'étendue de contamination des sols n'est pas dans le périmètre de cette évaluation.

3 Scenarios d'exposition

Trois situations d'exposition ont été considérées dans cette évaluation :

- **L'ingestion directe de terre par les enfants.** Dans les zones contaminées, une ingestion involontaire directe de la terre est possible. Cette voie d'ingestion provient essentiellement du contact direct entre la bouche et les mains (contaminées) lorsque la terre est accessible. Ces scénarios concernent principalement les enfants, qui mettent plus fréquemment les mains à la bouche et dont le poids corporel est relativement plus faible que celui des adultes.
- **La consommation de légumes cultivés sur des sols contaminés.** Bien que les PCDD/Fs ne soient généralement que peu absorbés par les végétaux, la consommation régulière de légumes et fruits produits par les potagers cultivés dans les zones contaminées peut être une source non négligeable d'absorption. La présence de résidus de terre sur les fruits et les légumes mal lavés ou les légumes racines non pelés, ainsi que la consommation de végétaux de la famille des cucurbitacées (qui absorbent les PCDD/Fs) peuvent accroître significativement cette exposition.
- **La consommation d'aliments issus d'animaux ayant séjourné sur des sols contaminés.** L'élevage animal en région lausannoise étant assez faible, cette situation d'exposition ne touche qu'un nombre limité de personnes. Les PCDD/Fs ayant toutefois une forte affinité pour les graisses animales, la consommation de viande de porcs laineux, de moutons, mais aussi d'œufs de poules élevées sur ces sols peut être une source substantielle d'exposition.

L'exposition aux PCDD/Fs par la voie aérienne et par la consommation d'eau n'a pas été considérée dans cette évaluation au vu des faibles volatilités et solubilités de ces substances. La dominance du rôle de l'ingestion dans l'exposition aux PCDD/Fs est par ailleurs corroborée par la littérature scientifique ¹⁴.

3.1 Ingestion directe de terre

3.1.1 Modèle de calcul

Un modèle de calcul relativement simple a été utilisé pour ce scénario. Il considère des paramètres similaires à ceux utilisés dans le système expert proposé par l'Office fédéral de l'environnement (OFEV)^d pour l'évaluation de la menace liée aux sols pollués ²⁶. Ce dernier n'est toutefois pas directement utilisable pour une évaluation sanitaire car il est destiné à une évaluation réglementaire. Un calcul de la dose absolue de PCDD/Fs est utilisé ici afin de permettre une

^d Formulaires de calcul disponibles sous : <https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/sol/publications-etudes/publications/sols-pollues-evaluation-menace-mesures-protection.html>

comparaison ultérieure avec la valeur de référence de l'EFSA (dose journalière tolérable (DJT) ; 0.3 pg TEQ_{WHO-05}/ kg pc/ jour)²⁴ et une appréciation du risque.

La dose de PCDD/Fs absorbée lors d'un scénario d'ingestion directe de terre, D_{terre} , peut être calculée par l'équation suivante :

$$D_{terre} = C_{sol} \cdot \frac{m_{sol}}{10^3} \cdot \frac{1}{PC} \cdot F \cdot \frac{B}{100} \cdot c_v$$

où D_{terre} est la dose journalière absorbée [pg TEQ_{WHO-05}/ kg pc/ j], C_{sol} la concentration en PCDD/Fs dans le sol [ng TEQ_{WHO-05}/kg de terre], m_{sol} la masse de terre ingérée par jour [mg de terre/j], PC le poids corporel de l'enfant [kg pc], F la fréquence d'exposition [-], B la biodisponibilité [%] et c_v la couverture végétale [-].

3.1.2 Paramètres et application du modèle

Les paramètres utilisés pour l'évaluation des doses de terre ingérées directement sont résumés dans le Tableau 5 ci-dessous. S'agissant d'estimer l'exposition chronique moyenne, les valeurs centrales des paramètres données de la littérature ou estimées (si pas de données disponibles dans la littérature) ont été utilisées. En cas de doute, la valeur la plus prudente a été sélectionnée.

Tableau 5 Paramètres considérés pour les calculs de risque d'ingestion du sol

Paramètres		Intervalles	Valeur	Unité
Masse de terre	m_{sol}	0-250	80	mg / jour
Biodisponibilité	B	50-100	75	%
Couverture végétale	c_v	0.7-1	1	-
Fréquence d'exposition	F	0-1	Variable	-
Concentration dans le sol	C_{sol}	0-400	Variable	ng / kg terre
Poids corporel	PC	5-70	Selon âge	kg

Masse de terre ingérée

Ce paramètre reflète l'ingestion involontaire de terre (et de dépôts de poussière sur le sol^e) ingérée lors du contact main-bouche. Cette voie d'exposition est considérée comme une source d'absorption de terre potentiellement importante chez les enfants²⁷. Une variabilité assez forte de cette exposition est observée. Celle-ci provient d'une part de la variabilité de l'activité des enfants et des scénarios d'exposition, et d'autre part, des incertitudes sur les techniques d'estimation ou de mesures, souvent indirectes, de ces expositions. Une variation de l'ingestion journalière est aussi observée avec l'âge, du fait de l'évolution du réflexe main-bouche et de la surface de contact des mains. Une valeur centrale de 80 mg, correspondant à la masse ingérée pour des enfants de 1 à

^e Incluant les poussières déposées dans les habitats et ingérés accidentellement

moins de 6 ans (terre + poussières) a été utilisée ici ²⁸. Cette valeur est conservatrice pour les tranches d'âges plus élevées, dont l'ingestion devrait baisser et atteindre un minimum dès l'âge de 12 ans (valeur moyenne de 30 mg).

Biodisponibilité

Deux facteurs déterminent la biodisponibilité d'un composé :

- La bioaccessibilité, qui indique à quel point une substance contenue dans un sol est susceptible de se détacher de son substrat (i.e., le sol) une fois à l'intérieur du tractus digestif. Ceci dépend de facteurs comme la température, le pH, la composition du substrat (par exemple, des interactions avec les microorganismes), etc. D'autres facteurs propres aux composés influencent la bioaccessibilité tel que l'espèce chimique, la taille ou le type physico-chimique du sol ²⁹.
- L'absorbabilité indique à quel point une substance ingérée et libérée de son substrat est susceptible d'être absorbée à travers les parois intestinales et le filtre hépatique, donc à quel point elle va pénétrer dans l'organisme per se ²⁹.

La plupart des études se focalisent sur le facteur de bioaccessibilité sans prendre en compte le facteur d'absorbabilité. Elles considèrent que les deux sont corrélés du fait que la quantité finale absorbée par la barrière gastro-intestinale est souvent difficile à mesurer ou modéliser chez l'humain. De ce fait, la bioaccessibilité est souvent utilisée comme un proxy de la biodisponibilité. Le choix d'une biodisponibilité à 100% serait « doublement » conservateur, car il s'agit d'une part d'une estimation conservatrice de la bioaccessibilité et, d'autre part, parce que cela ne prend pas en compte la réduction de la biodisponibilité du polluant due au facteur d'absorbabilité ³⁰. Les données publiées de biodisponibilité des PCDD/Fs dans le sol suggèrent que ces taux sont largement inférieurs à 100% et probablement plus proche de 50% ^{25, 31}. En l'absence de données précises, une valeur estimée prudente de 75% a été choisie ²⁵.

Fréquence

Une gamme de fréquence étendue jusqu'à 250 jours/an a été utilisée pour refléter les différents usages des sols. La valeur maximale considérée comme « raisonnable » dans le contexte lausannois correspond typiquement à celle d'un habitant d'une villa avec un jardin dans la zone contaminée, qui sortira avec son enfant dès que la météo le permet (env. 4 à 5 jours par semaine pendant toute l'année). La présence d'un parc de garderie ou d'un parc au voisinage du domicile correspondrait à un usage régulier mais pas quotidien (p.ex. 2 jours par semaine pendant toute l'année, soit 104 jours).

Concentration dans le sol

L'estimation du risque commence pour une concentration de sol à 20 ng TEQ_{WHO-05}/kg sol (seuil d'investigation défini par l'OSol). Les gammes de concentration du sol utilisées (20-400 ng TEQ_{WHO-}

05/kg sol) reflètent la gamme des concentrations détectées dans des zones où des jeux d'enfants sont possibles (parcs et jardins).

Couverture végétale

Il est généralement admis que la couverture végétale est un élément protecteur, qui permet de limiter l'accès direct au sol contaminé. La quantification de ce facteur semble toutefois difficile à établir. La couverture végétale est identifiée dans le rapport de l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (EPA, Environmental Protection Agency) parmi les facteurs influant l'ingestion de sol ou de poussières³². Toutefois, aucun paramètre précis ni d'indication de valeurs ne permettent d'évaluer l'impact de ce facteur. Les autres articles scientifiques faisant référence à des paramètres d'évaluation du risque n'indiquent pas la couverture végétale³³.

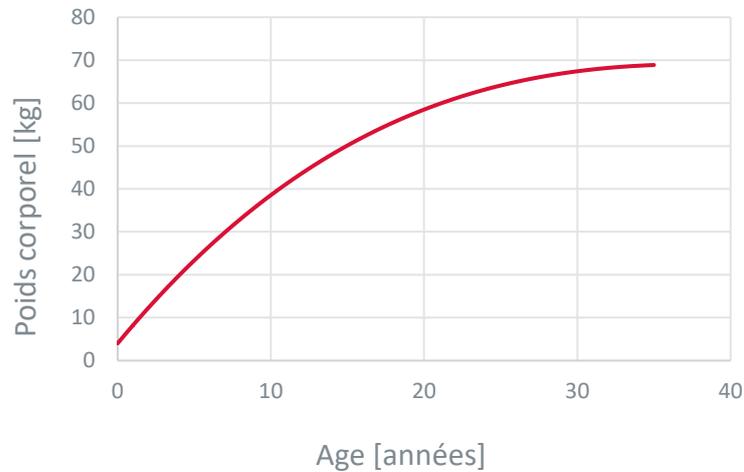
La couverture végétale est un paramètre utilisé dans le modèle Expert de l'OFEV^f. L'indice de menace est en effet calculé par la somme de quatre facteurs : la pollution, l'âge, la fréquence et la couverture végétale. Une variation d'au maximum 30% du résultat du calcul (indice de menace) est obtenue entre les sols ayant une couverture végétale supérieure à 90% et les sols ayant une couverture végétale inférieure à 75%²⁶. L'impact de ce paramètre est donc limité. Par ailleurs, le choix des valeurs utilisées dans le modèle expert n'est pas explicite. Compte tenu de cela, et dans un souci de prudence, un facteur unique de pondération de la couverture végétale de 1 (correspondant à une couverture < 75%) a été utilisé dans la suite du rapport.

Poids corporel

Le poids corporel joue un rôle important dans l'évaluation de l'exposition puisque la dose incorporée doit être ajustée à la masse des tissus (effet de dilution). Par souci de cohérence avec le modèle toxicocinétique utilisé (voir section 4 Impact potentiel sur la charge corporelle), l'évolution du poids corporel en fonction de l'âge utilisé dans nos calculs est celui du modèle CADM (concentration- and age-dependant model)¹⁴. Cette évolution est représentée dans la Figure 3. Il est à noter que cette courbe de croissance du poids en fonction de l'âge est simplifiée et différente de la courbe utilisée en pédiatrie, qui différencie les garçons des filles.

^f <https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/sol/publications-etudes/publications/sols-pollues-evaluation-menace-mesures-protection.html>

Figure 3 Poids corporel en fonction de l'âge selon le modèle CADM (concentration- and age-dependant model)

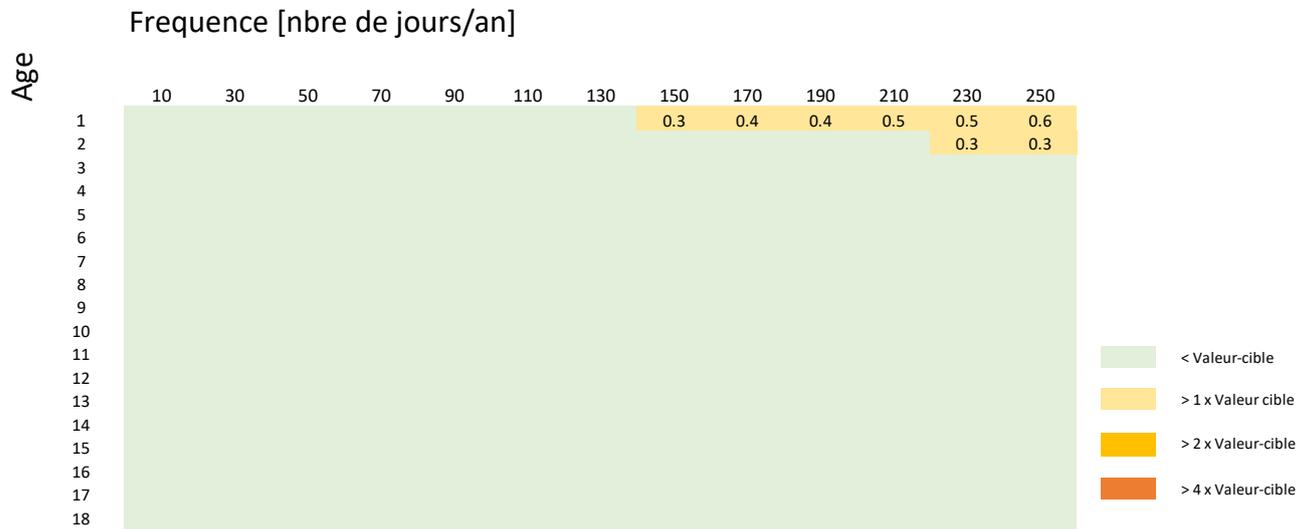


3.1.3 Résultats – ingestion directe de terre

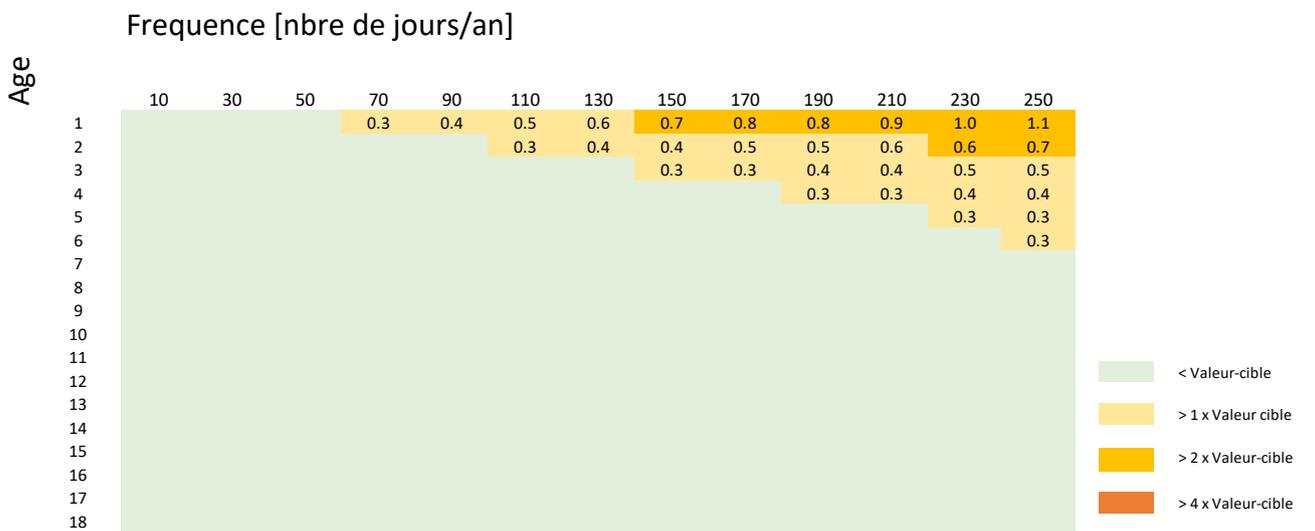
La dose journalière moyenne d'absorption de PCDD/Fs pour des scénarios d'ingestion directe de terre est présentée dans la Figure 4. Une gamme assez large d'âge, de niveau de concentration de PCDD/F dans le sol et de fréquence de présence dans les parcs/jardins sont considérés. Pour simplifier la lecture, seuls les résultats supérieurs à la DJT proposée par l'EFSA de $0.3 \text{ pg TEQ}_{\text{WHO-05}}/\text{kg pc/jour}^{14}$ sont mentionnés explicitement, les valeurs inférieures à la DJT de l'EFSA étant considérées comme négligeables. Une échelle de couleur indique les différents seuils de dépassement pour chaque scénario déterminé selon les concentrations de PCDD/Fs dans le sol.

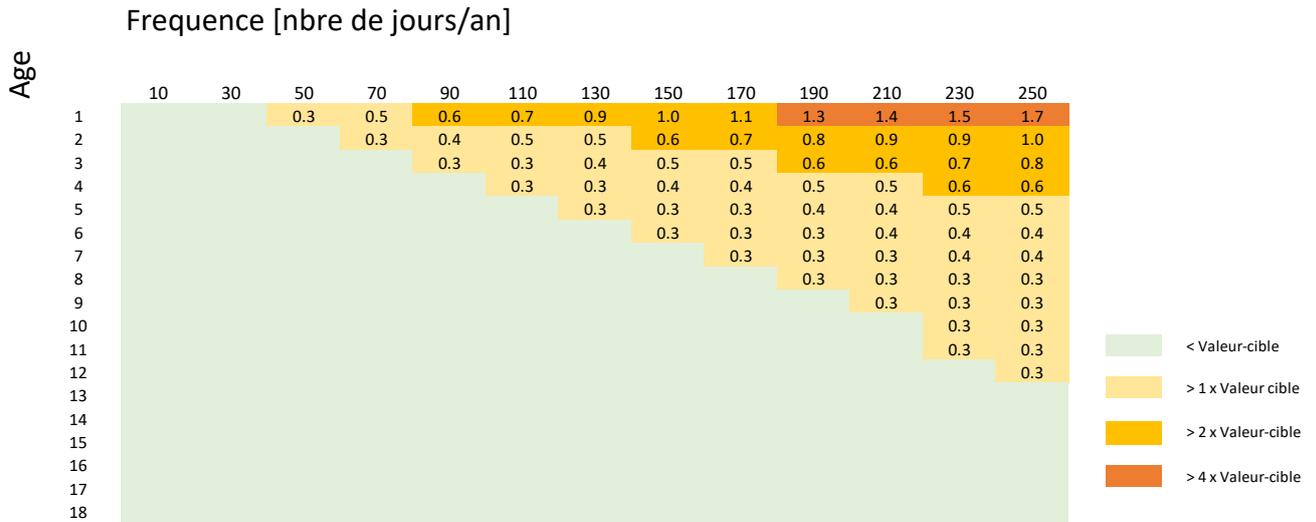
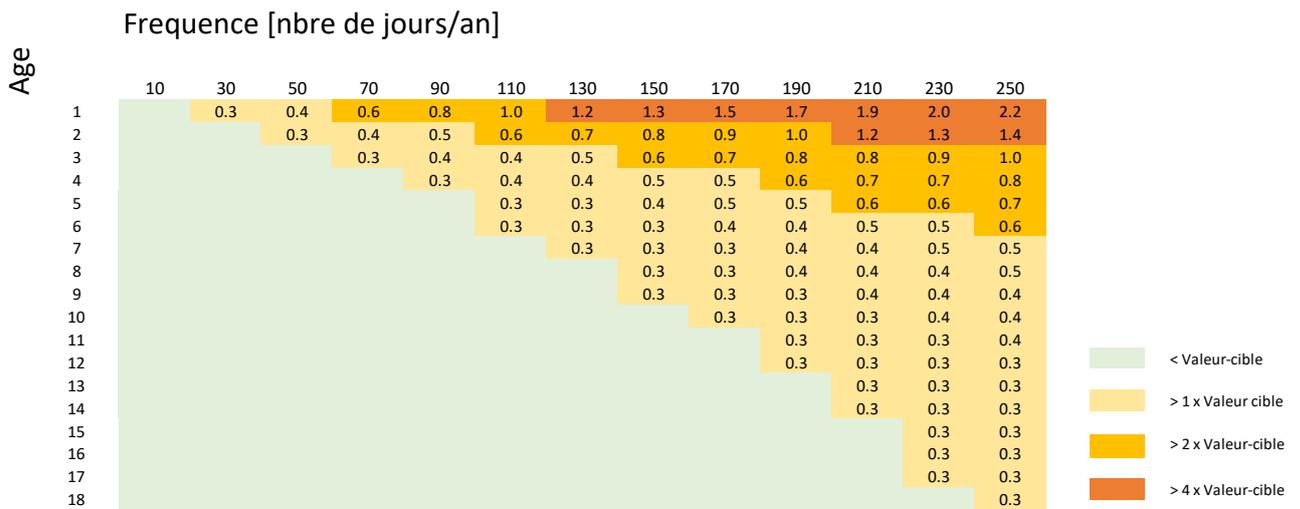
Figure 4 Dose ingérée en pg TEQ_{WHO-05}/kg pc/jour pour des concentrations de PCDD/Fs dans le sol de 100 – 400 ng TEQ_{WHO-05}/kg

a) Pour une concentration dans le sol de 100 ng TEQ_{WHO-05}/kg



b) Pour une concentration dans le sol de 200 ng TEQ_{WHO-05}/kg



c) Pour une concentration dans le sol de 300 ng TEQ_{WHO-05}/kgd) Pour une concentration dans le sol de 400 ng TEQ_{WHO-05}/kg

Les estimations de dose obtenues montrent que le dépassement de la DJT par l'ingestion directe de terre n'est vraisemblable que sur des sols dont la contamination est élevée ≥ 100 ng TEQ_{WHO-05}/kg. Aucun dépassement n'a été observé aux concentrations correspondant au seuil d'investigation de 20 ng TEQ_{WHO-05}/kg (résultats non présentés). Au-delà de 100 ng TEQ_{WHO-05}/kg, les dépassements supérieurs à 2 fois la valeur-cible concernent essentiellement les enfants en bas âge et les fréquences d'utilisation des parcs/jardins supérieures à 100-150 jours/an. Les dépassements observés sont majoritairement modérés (< 2x la valeur-cible), à l'exception des situations des sols présentant des fortes concentrations (≥ 300 ng TEQ_{WHO-05}/kg), qui peuvent engendrer des dépassements de la DJT supérieurs à 4x la valeur-cible. A noter que la dose induite par le scénario d'exposition vient s'ajouter aux autres sources de contamination (comme l'alimentation quotidienne).

3.2 Consommation de légumes (potagers)

3.2.1 Modèle de calcul

La contamination des végétaux cultivés sur des parcelles contaminées est évaluée en fonction de l'espèce végétale cultivée et des concentrations en PCDD/Fs dans le sol. Certaines espèces ont en effet des caractéristiques leur permettant d'assimiler des PCDD/Fs. Afin de décrire l'accumulation des PCDD/Fs dans les végétaux, il est nécessaire de déterminer les facteurs de bioconcentration.

Les facteurs de bioconcentration (BCF)

Les facteurs de bioconcentration (BCF) décrivent le transfert d'un composé entre deux compartiments. Par exemple, pour les cultures végétales, le BCF décrit la capacité du composé à migrer de la matière organique du sol au fruit ou légume (consommé par l'humain)⁸. Le BCF est un facteur adimensionnel calculé selon la formule :

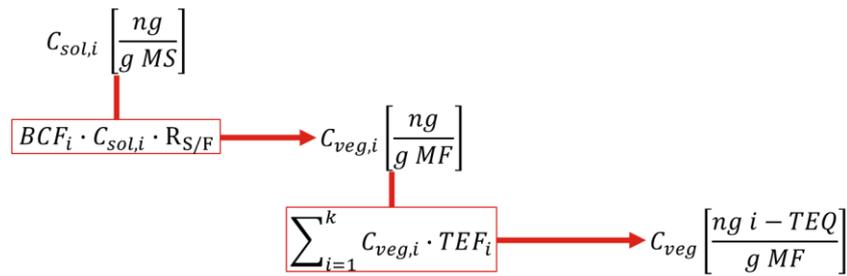
$$BCF = \frac{C_{veg}}{R_{S/F} \cdot C_{sol}}$$

Avec C_{veg} la concentration dans le végétal cultivé en [ng/g Matière Fraîche], C_{sol} la concentration dans le sol en [ng/g Matière Sèche] et $R_{S/F}$ le ratio entre la masse sèche sur masse fraîche pour le végétal cultivé. A noter que C_{veg} et C_{sol} sont des concentrations non-corrigées en TEQ et que le BCF dépend du congénère. Les BCFs moyens pour chaque congénère de dioxines/furanes ont été obtenus du rapport TROPHÉ⁸. Ceux-ci ont permis d'estimer les concentrations moyennes, minimales et maximales dans les courgettes, carottes et pommes de terre pour une large gamme de concentration dans les sols. A noter toutefois que les auteurs de l'étude déconseillent l'extrapolation des BCFs au-delà de 235 ng TEQ_{WHO-05}/kg sans vérification expérimentale⁸.

Méthodologie

Les étapes illustrées en Figure 5 ont permis de calculer les concentrations en PCDD/Fs dans les végétaux. Dans une première étape, du fait de l'uniformité des profils des congénères observés sur les sols lausannois, des échantillons de différentes concentrations au sol ont été sélectionnés de manière aléatoire. Les BCFs moyens de chaque congénère ont été utilisés pour estimer leurs concentrations dans les végétaux, puis convertis en concentration TEQ_{WHO-05}.

Figure 5 Étapes de calcul des concentrations dans les végétaux

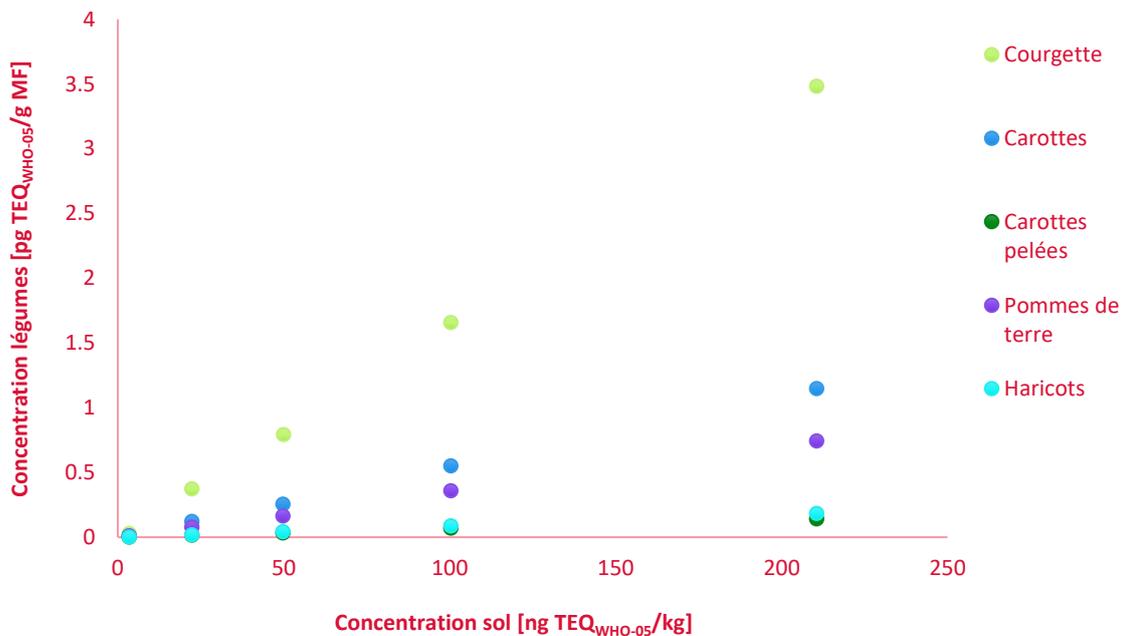


3.2.2 Paramètres et application du modèle

Concentrations dans les légumes

Le calcul de la concentration TEQ_{WHO-05} dans différents légumes sur la base des données de l'étude de l'Agence de la transition écologique (ADEME) et de l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (INERIS)⁸ sont présentés dans la Figure 6. Bien que seules 5 concentrations de sols aient été investiguées, une croissance régulière de la concentration dans le légume avec la concentration dans le sol est observée.

Figure 6 Corrélation entre la concentration du sol et la concentration dans les denrées végétales basées sur les BCF moyens



Les courgettes présentent les concentrations systématiquement les plus élevées. Celles-ci appartiennent en effet à la famille des cucurbitacées, dans laquelle on trouve les courges, courgettes, concombres, cornichons, melons, chayottes, potirons, potimarrons, pastèques, pâtissons, etc. Les légumes de cette famille ont la faculté d'assimiler les POPs. Le mécanisme précis n'est pas encore bien connu, mais certaines hypothèses ont été proposées. Premièrement, l'exsudat racinaire contient une substance permettant de mobiliser les PCDD/Fs attachés à la matière organique du sol^{34, 35}. Les cucurbitacées peuvent ensuite activement assimiler des composés hydrophobes grâce à une protéine³⁵. À cause de ces deux propriétés, les cucurbitacées, bien que les parties consommées de la plante ne poussent pas dans le sol, sont les végétaux pouvant accumuler le plus de PCDD/Fs.

Production et consommation – plantages

Pour estimer *in fine* la dose consommée lors de l'ingestion de ces légumes, il est nécessaire d'estimer la production annuelle et la consommation des utilisateurs des plantages et jardins privés.

Une visite sur le plantage de Victor-Ruffy durant la saison de culture (début juillet) a permis de visualiser le type d'espèces cultivées ainsi que les proportions des différents légumes cultivés. Ce site est considéré comme représentatif des autres plantages de la Ville. Les parcelles louées font entre 12 et 36 m². Les principaux végétaux cultivés sont : tomates, salades, haricots, fruits rouges, courgettes, concombres. Certaines parcelles cultivent également : radis, carottes, aubergines, poivrons, poireaux, choux, cotes de bettes. Chaque parcelle possède entre 2 à 5 plants de cucurbitacées selon sa taille. En considérant qu'un plant produit en moyenne 7 fruits de 800 g, les exemples types suivants de production annuelle de cucurbitacées ont été établis (Tableau 6). Ces exemples types couvrent la gamme de fréquence d'ingestion des modèles présentés ci-dessous.

Tableau 6 Exemple type de production annuelle de cucurbitacées sur une parcelle de plantage

Exemple type	Nombre de plants	Personnes dans le ménage	Consommation annuelle par personne	Nombre de portion annuelle de 100g par personne
1	2	6	1.8 kg MF	18
2	3	4	4.2 kg MF	42
3	5	4	7 kg MF	70
4	5	2	14 kg MF	140

Production et consommation – jardins privés

La participation de citoyens aux réunions du GT sanitaire a permis d'estimer la production de légumes et la fréquence de consommation pour un jardin privé. Un exemple de production d'un jardinier amateur est illustré dans le Tableau 7 ci-dessous :

Tableau 7 Production potagère par an d'un jardin privé

Légumes	Production en kg par an	Consommation (nombre de personne)	Nombre de portion de 100 g
Courgettes/concombre/pâtisson	5	4-6	8-12
Carottes/radis	2	4-6	3-5
Pommes de terres/topinambour	5	4-6	8-12
Côtes de bette	3	4	8
Tomates	5	4-6	8-12
Laitues	* 15-20 laitues par année plus de la salade à tondre	4-6	Env. 10
Artichauts	0.5	4	1
Fleurs consommables (pensées, bourrache, capucines)	<1	4	NA
Fruits rouges (fraises, framboises, raisinets)	10	6-8	16-25

3.2.3 Résultats – consommation de légumes

Les cucurbitacées

Le détail des concentrations en PCDD/Fs estimées pour les cucurbitacées pour des concentrations de PCDD/Fs dans le sol correspondant à celles de l'étude ADEME est présenté dans le Tableau 8. Pour faciliter la construction des scénarios d'exposition, les concentrations ont été ajustées pour des portions de 100 g. Les doses journalières estimées en fonction du poids corporel pour une fréquence de consommation et une concentration au sol variable sont présentées Figure 7.

Tableau 8 Concentrations calculées dans les courgettes en fonction des concentrations dans le sol

Concentration sol (ng TEQ WHO-05/kg)	3	22	50	100	211
Somme PCDD/F [ng TEQ _{WHO-05} /g MF]	2.81x10 ⁻⁰⁵	3.73 x10 ⁻⁰⁴	7.91 x10 ⁻⁰⁴	1.66 x10 ⁻⁰³	3.48 x10 ⁻⁰³
Somme PCDD/F [pg TEQ _{WHO-05} /portion 100 g]	2.8	37.3	79.1	165.8	348.3
min - max [pg TEQ _{WHO-05} /100g]	0.4 - 14.2	3.9 - 171.7	8.7 - 361.7	18.3 - 762.5	38.3 - 1584.5

Les mesures dans les courges dans les plantages de Victor Ruffy montrent des teneurs entre 0.04-0.3 pg TEQ_{WHO-05}/g MF. La concentration moyenne en PCDD/Fs dans le sol mesurée dans ce plantage était de 41-76 ng TEQ_{WHO-05}/kg. Ces résultats sont inférieurs à ceux qui pourraient être attendus sur la base de l'étude TROPHÉ, qui situe les concentrations dans les cucurbitacées entre 0.37 et 0.79 pg TEQ_{WHO-05}/g MF pour des teneurs de sols de respectivement 22 et 50 ng TEQ_{WHO-05}/kg. Du fait du faible nombre d'échantillon, il n'est pas clair si cette différence provient de l'espèce de cucurbitacée

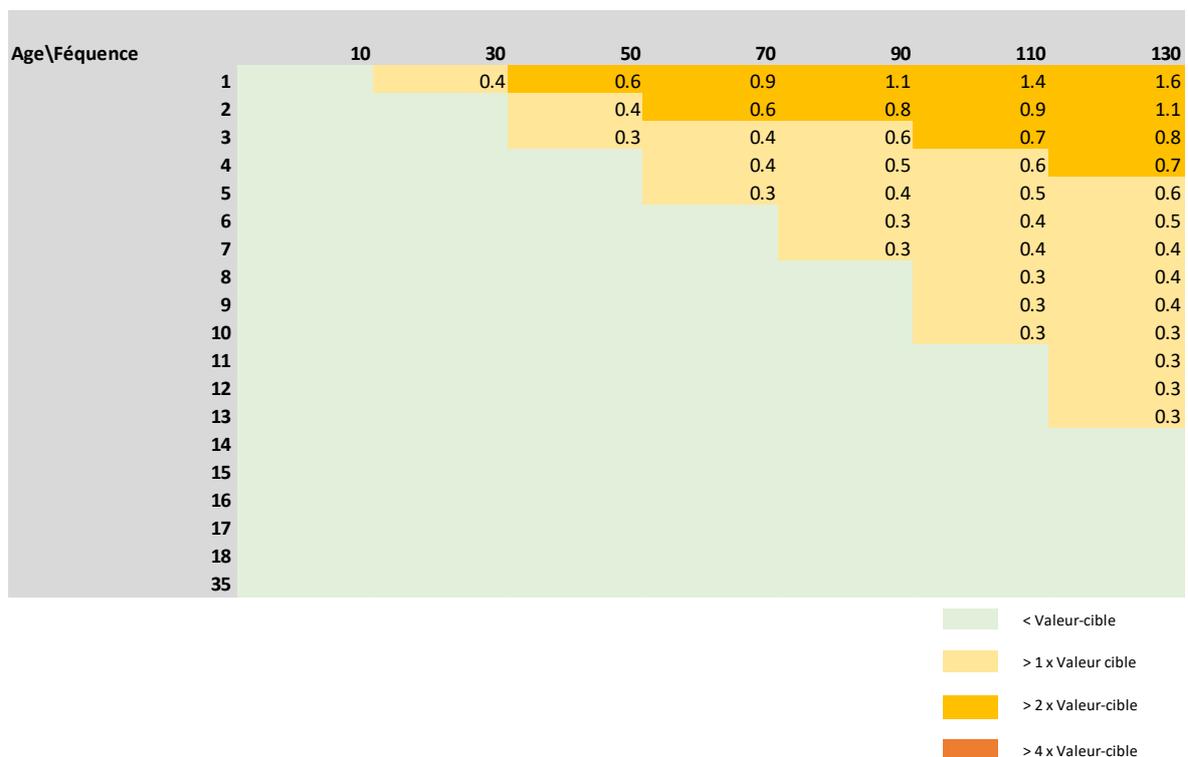
considérée (courgette vs. courge) ou de la variabilité de la concentration du sol. A noter que les concentrations observées restent effectivement supérieures à celles attendues dans les autres légumes.

Tableau 9 Teneurs mesurées en PCDD/F dans les courges

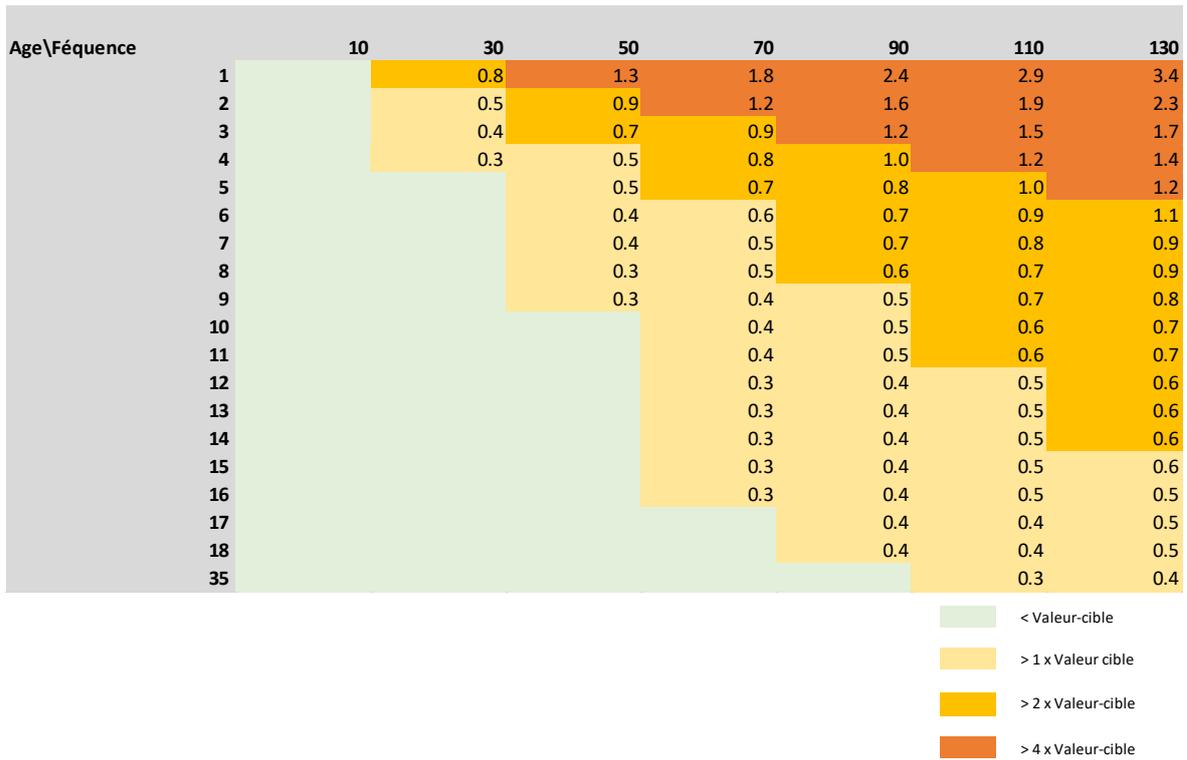
Echantillon	pg TEQ _{WHO-05} /g MF
Courge 1	0.10
Courge 2	0.04
Courge 3	0.30

Figure 7 Dose journalière estimée en pg TEQ_{WHO-05} en fonction du poids corporel pour une consommation de 100 g de cucurbitacées selon différentes fréquences par année et pour une contamination du sol variant de 20 à 200 ng TEQ_{WHO-05}/kg de sol

a) Pour une concentration dans le sol de 20 ng TEQ_{WHO-05}/kg



b) Pour une concentration dans le sol de 50 ng TEQ_{WHO-05}/kg



c) Pour une concentration dans le sol de 100 ng TEQ_{WHO-05}/kg



d) Pour une concentration dans le sol de 200 ng TEQ_{WHO-05}/kg

Age\Fréquence	10	30	50	70	90	110	130
1	1.2	3.5	5.8	8.1	10.4	12.8	15.1
2	0.8	2.3	3.9	5.4	7.0	8.6	10.1
3	0.6	1.8	3.0	4.1	5.3	6.5	7.7
4	0.5	1.4	2.4	3.4	4.3	5.3	6.3
5	0.4	1.2	2.0	2.9	3.7	4.5	5.3
6	0.4	1.1	1.8	2.5	3.2	3.9	4.6
7	0.3	1.0	1.6	2.2	2.9	3.5	4.2
8	0.3	0.9	1.4	2.0	2.6	3.2	3.8
9		0.8	1.3	1.9	2.4	2.9	3.5
10		0.7	1.2	1.7	2.2	2.7	3.2
11		0.7	1.2	1.6	2.1	2.6	3.0
12		0.7	1.1	1.5	2.0	2.4	2.8
13		0.6	1.0	1.5	1.9	2.3	2.7
14		0.6	1.0	1.4	1.8	2.2	2.6
15		0.6	1.0	1.3	1.7	2.1	2.5
16		0.6	0.9	1.3	1.7	2.0	2.4
17		0.5	0.9	1.2	1.6	2.0	2.3
18		0.5	0.9	1.2	1.5	1.9	2.2
35		0.4	0.7	1.0	1.2	1.5	1.8

	< Valeur cible
	> 1 x Valeur cible
	> 2 x Valeur cible
	> 4 x Valeur cible
	> 10 x Valeur cible

Les légumes racines (carottes) et tubercules

Les tubercules et les légumes racines en contact direct avec le sol accumulent les PCDD/Fs, mais à des concentrations plus faibles que les cucurbitacées. Les résultats présentés dans le Tableau 10 montrent que l'épluchage des carottes diminue les concentrations en PCDD/Fs, jusqu'à un facteur 10 pour les carottes cultivées dans les sols à fortes concentrations (> 100 ng TEQ_{WHO-05}/kg).

Tableau 10 Concentrations calculées dans les carottes lavées (CAW) et les carottes épluchées (CAP) en fonction des concentrations dans le sol

Concentration sol (ng TEQ _{WHO-05} /kg)		3	22	50	100	211
Somme PCDD/F [ng TEQ _{WHO-05} /g MF]	CAW	1.22 x10 ⁻⁰⁵	1.22 x10 ⁻⁰⁴	2.56 x10 ⁻⁰⁴	5.52 x10 ⁻⁰⁴	1.15 x10 ⁻⁰³
	CAP	1.60 x10 ⁻⁰⁶	1.53 x10 ⁻⁰⁵	3.22 x10 ⁻⁰⁵	6.95 x10 ⁻⁰⁵	1.43 x10 ⁻⁰⁴
Somme PCDD/F [pg TEQ _{WHO-05} /portion 100 g]	CAW	1.2	12.2	25.6	55.2	114.8
	CAP	0.2	1.5	3.2	7.0	14.3
min - max [pg TEQ _{WHO-05} /100g]	CAW	0.3 - 3.4	2.6 - 33.3	5.4 - 68.8	11.8 - 149.5	24.7 - 309.5
	CAP	0 - 0.3	0.1 - 2.2	0.3 - 4.3	0.6 - 9.8	1.2 - 18.3

La différence observée entre les carottes et les pommes de terre (Tableau 11) pourrait être expliquée par la présence de carotène. Celle-ci permettrait d'accumuler les composés organochlorés de manière plus importante ³⁶.

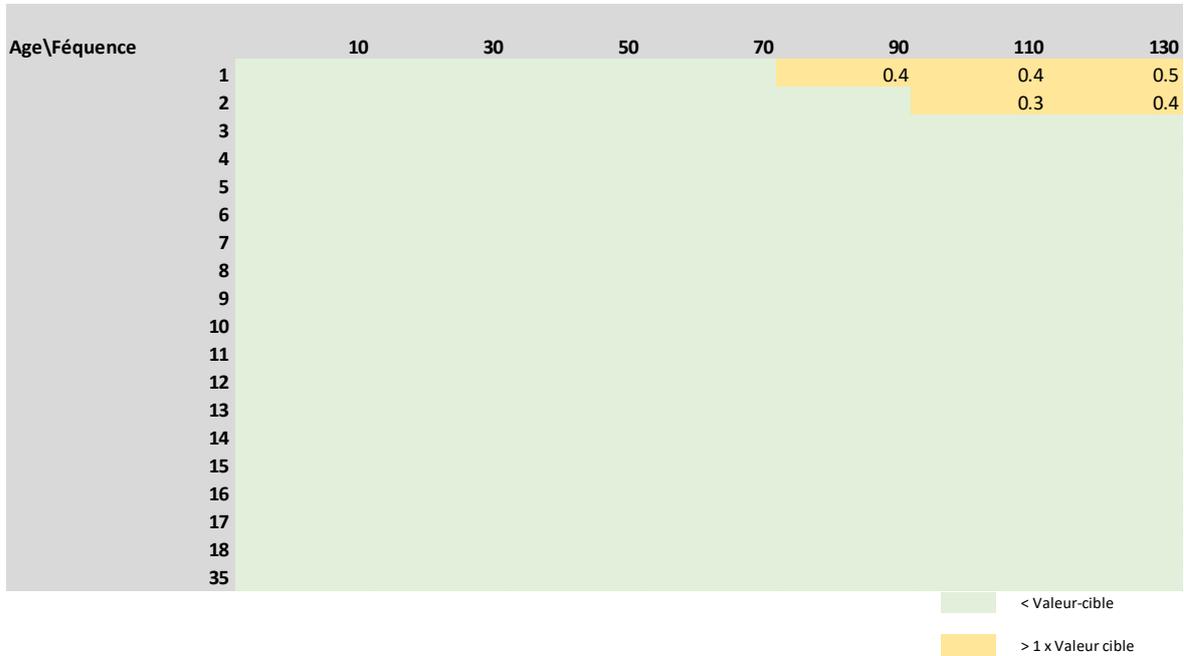
Tableau 11 Concentrations calculées dans les pommes de terre en fonction des concentrations dans le sol

Concentration sol (ng TEQ WHO-05/kg)	3	22	50	100	211
Somme PCDD/F [ng TEQ _{WHO-05} /g MF]	8.26 x10 ⁻⁰⁶	7.80 x10 ⁻⁰⁵	1.64 x10 ⁻⁰⁴	3.59 x10 ⁻⁰⁴	7.43 x10 ⁻⁰⁴
Somme PCDD/F [pg TEQ _{WHO-05} /portion 100 g]	0.8	7.8	16.4	35.9	74.3
min - max [pg TEQ _{WHO-05} /100g]	0.3 - 1.5	2.6 - 13.7	5.7 - 28.3	12.3 - 62.9	25.7 - 130.2

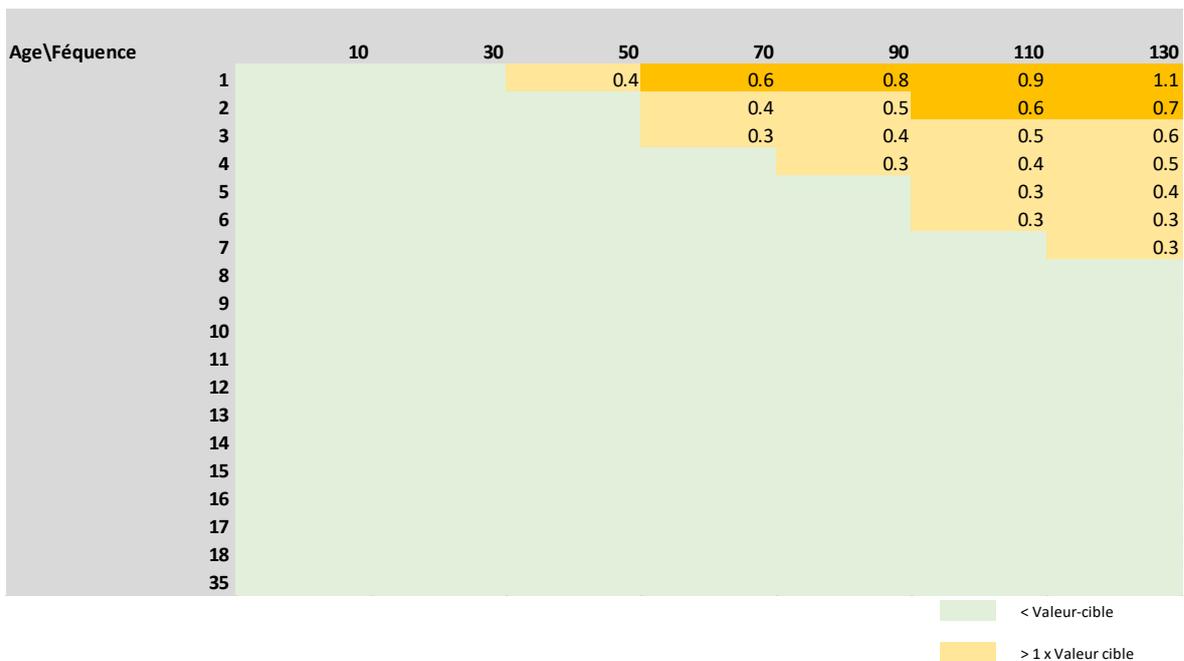
Seuls les résultats des carottes lavées (mais non-épluchées) sont présentés de façon détaillée ci-dessous (Figure 8). Les pommes de terre et carottes épluchées étant très peu contaminées, seuls quelques résultats illustratifs sont présentés (Figure 9).

Figure 8 Dose journalière estimée en pg TEQ_{WHO-05} en fonction du poids corporel pour une consommation de carottes non pelées selon différentes fréquences par année et pour une contamination du sol de 20 à 200 ng TEQ_{WHO-05}/kg de sol

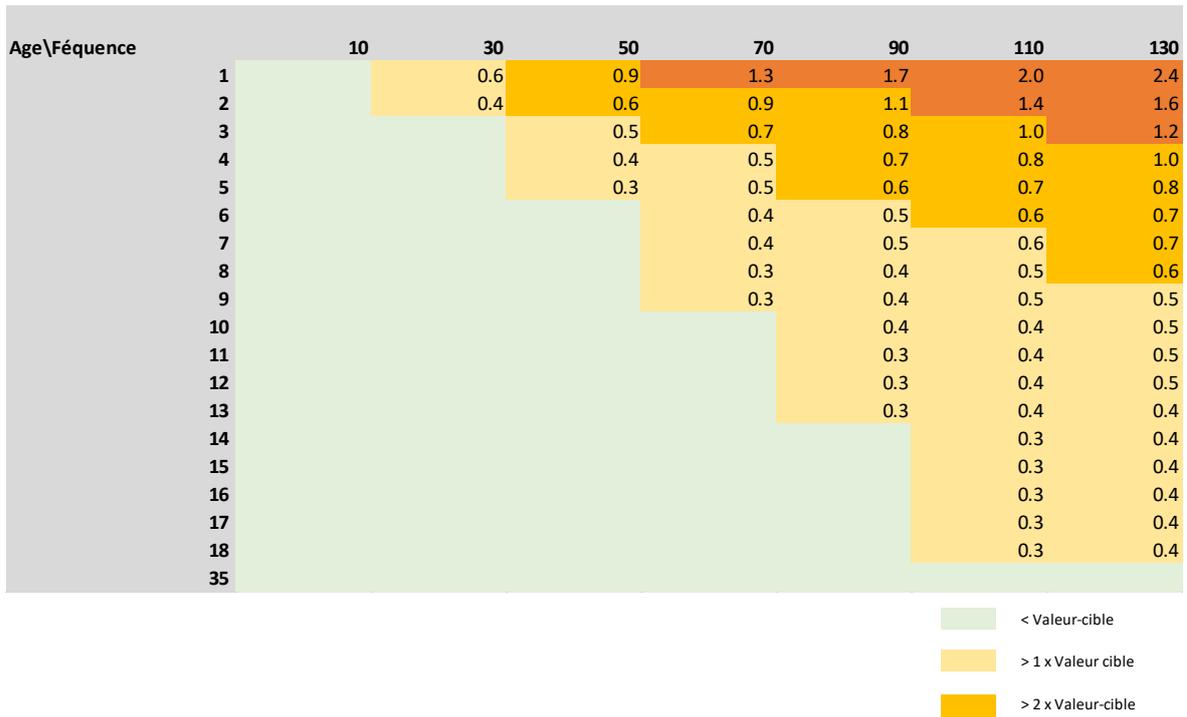
a) Pour une concentration dans le sol de 20 ng TEQ_{WHO-05}/kg (CAW)



b) Pour une concentration dans le sol de 50 ng TEQ_{WHO-05}/kg



c) Pour une concentration dans le sol de 100 ng TEQ_{WHO-05}/kg



d) Pour une concentration dans le sol de 200 ng TEQ_{WHO-05}/kg

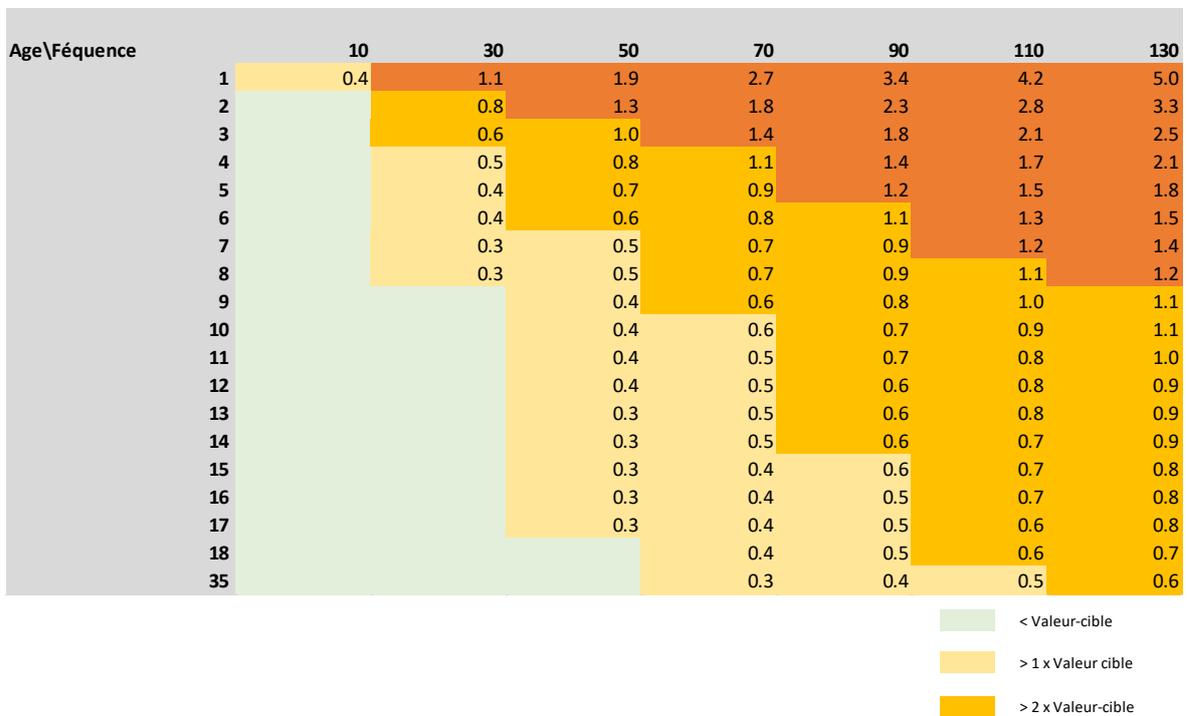
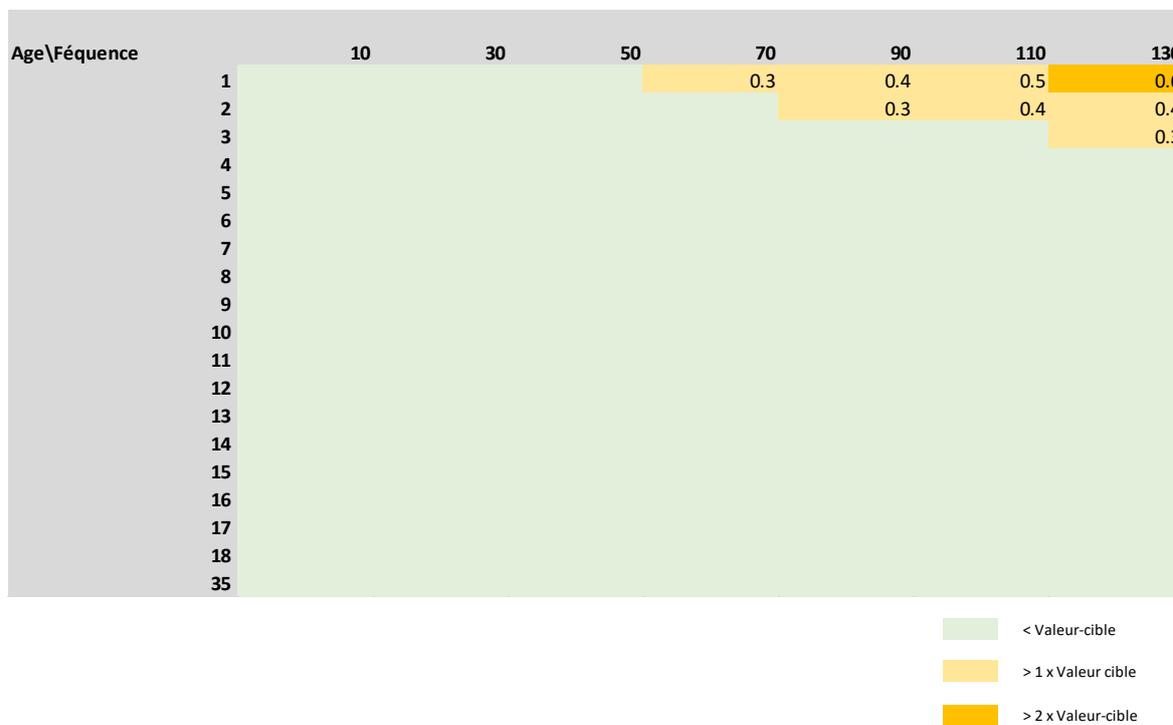


Figure 9 Dose journalière estimée en pg TEQWHO-05 en fonction du poids de l'enfant ou de l'adulte pour une consommation de carottes pelées selon différentes fréquences par année et pour une contamination du sol de 200 ng TEQ WHO-05/kg de sol

a) Pour une concentration dans le sol de 200 ng TEQ_{WHO-05}/kg



Autres légumes

Les BCFs moyens obtenus par le projet TROPHÉ³⁷ pour les haricots et les légumes feuilles (laitues) montrent que ces autres familles de végétaux n'accumulent pas les PCDD/Fs. Ainsi, ces légumes ne présentent pas de risque de dépassement de la DJT lorsque le modèle de calculs de doses journalières est appliqué (équivalent aux résultats présentés en Figure 9).

3.3 Consommation d'aliments d'origine animale

3.3.1 Contexte lausannois

Contexte et valeurs réglementaires

La consommation d'aliments issus d'animaux élevés sur des sols contaminés concerne la consommation de viande d'agneaux, de moutons et de porc laineux élevés par la ville de Lausanne ainsi que les œufs de poulaillers détenus par des résidents de la ville de Lausanne (poulaillers privés).

Le transfert des dioxines-furanes provenant du sol contaminé vers les tissus et les graisses de l'animal peut être estimé par deux approches : les facteurs de transfert empirique comme le taux de transfert et le BCF³⁸, ou les modèles toxicocinétiques à base physiologique (PBTK). Lorsque le niveau de contamination de la ration est stable dans le temps, le taux de transfert permet d'estimer la quantité de contaminant excrétée dans le lait ou les œufs, alors que le BCF permet d'estimer la concentration dans les tissus tels que le foie, les muscles ou la graisse corporelle. La littérature suggère un dépassement potentiel des teneurs maximales en dioxines-furanes dans ces produits d'origine animale à des concentrations dès 5 ng TEQWHO-05/kg MS de sol³⁸⁻⁴⁰.

Les moutons

La ville de Lausanne possède une centaine de moutons des races Roux du Valais et Miroir. Un registre des cartes des pâturages sur lesquels paissent les bêtes est disponible. Ce registre consigne les tournus réguliers des moutons, qui restent en moyenne, par troupeau de 10-12 animaux, une semaine sur un terrain de 1'000-1'500 m². Il est estimé qu'une bête broute une surface d'environ 10m² par jour. Le tournus est effectué en fonction de la quantité d'herbe ingérée par les animaux. En moyenne, chaque troupeau de 10-12 moutons effectue deux passages par emplacement sur une année pour 47 sites de pâturage. Les moutons pâturent de mi-avril à début novembre. En hiver, les moutons reçoivent du foin à l'étable. Une faible partie du foin (5 à 25%) provient d'herbes fauchées sur des terrains à fortes concentrations de dioxines/furanes (≥ 200 ng TEQWHO-05/kg MS sol). Toutefois, des analyses au début de l'exploitation (2000), complétées de nouvelles mesures en septembre 2021 ont montré que le foin contenait des quantités négligeables de terre (<0.5% base MS) en raison de la hauteur de fauche effectuée (8-12 cm). L'ingestion de terre par les moutons en hiver semble donc peu très faible. Chez les animaux d'élevage, la consommation de sol contaminé est la première source d'exposition aux PCDD/Fs⁴¹. Les ruminants peuvent absorber jusqu'à 10% de sol dans la matière sèche ingérée totale. Les moutons sont considérés comme des espèces plus susceptibles d'ingérer de la terre que les bovins du fait de leur morphologie et comportement de préhension au pâturage, qui leur permet de paître plus près du sol que les bovins⁴⁰. Selon le responsable de la gestion des troupeaux de la ville, les moutons lausannois ne pâturent en principe pas à ras le sol (changement de pâture avant que l'herbe ne soit trop courte)

Les œufs de poule

La Ville de Lausanne détient quelques volières dans les parcs de la Ville, mais n'a pas de poulaillers et ne produit pas d'œufs qui pourraient être vendus ou consommés. Toutefois, plusieurs poulaillers privés sont localisés dans les zones avec des teneurs supérieures à 20 ng TEQ_{WHO-05}/kg MS de sol. Des œufs et éventuellement de la viande de volaille, sont donc consommés par les personnes détenant ces poulaillers et/ou leurs proches.

Les porcs laineux

La Ville de Lausanne élève quelques porcs laineux. Ces porcs vivent exclusivement sur une parcelle sise au zoo de Sauvabelin. Certains individus sont abattus et leur viande commercialisée, par exemple sous la forme de rillettes.

Les concentrations de PCDD/Fs dans le sol de Sauvabelin, où se trouvent les porcs laineux, sont plus faibles que les concentrations pour le reste du parc alentour car la terre a été légèrement excavée et de grandes quantités de copeaux de bois (150 à 200 m³) sont ajoutées fréquemment. Les résultats de l'échantillonnage effectué le 15 juin 2021 rapportent une concentration de 21.94 ng i-TEQ/kg de sol (16 sondages à une profondeur de 0 à 5 cm).

3.3.2 Modèles de calcul

Des modèles toxicocinétiques à base physiologique (PBTK) ont été utilisés pour prédire la contamination des aliments d'origine animale. Ceux-ci permettent, pour une concentration de PCDD/Fs dans le sol donnée et des hypothèses sur le mode de consommation, de calculer la concentration en PCDD/Fs présents (en général dans les graisses animales) chez différentes espèces. S'agissant de modèles existants (ou adaptés de modèles existants) dans la littérature scientifique, ceux-ci ne seront présentés que de façon succincte.

Les moutons (brebis et agneaux)

L'estimation des concentrations dans la viande de brebis et d'agneau a été effectuée par Agroscope. Les modèles cinétiques développés pour les bovins en lactation (RuMoPOP)⁴² et pour les bovins en croissance (PBTKGrowingCattle)⁴³ ont été adaptés selon les paramètres physiologiques spécifiques pour respectivement, les brebis allaitantes et les agneaux en croissance de la ville de Lausanne. Une calibration spécifique à l'ovin du taux de dégradation hépatique a été effectuée par ajustement aux observations biologiques de l'expérimentation sur agneau d'Hoogenboom⁴⁴.

Les œufs de poule

L'institut national de la santé publique et de l'environnement, Pays-Bas (RIVM) propose un outil de calcul qui permet d'estimer les concentrations de chacun des 17 congénères de dioxines-furanes régulés dans le gras des jaunes d'œufs. Celui-ci est basé sur un modèle PBTK à deux compartiments⁴⁵. Il est disponible en ligne (<https://www.feedfoodtransfer.nl/en/dioxins-congener-specific-laying-hen>).

Les porcs laineux

Le modèle PBTK disponible dans la littérature pour les porcs est moins complexe que pour les bovins mais aussi beaucoup moins documenté. Il s'agit d'un modèle à 2 compartiments. Seule la cinétique pour la somme en équivalent TEQ_{WHO-98} est décrite⁴⁶. Il est important pour avoir un estimatif pertinent des teneurs dans la viande de s'assurer que le profil des PCDD/Fs observés en région lausannoise correspond à celui de l'expérimentation animale toxicocinétique considéré pour valider le modèle. Ce modèle développé par le RIVM est disponible en ligne pour la simulation et renvoie à la somme des dioxines/furanes (<https://www.feedfoodtransfer.nl/en/dioxins-total-teq-pig>). Il permet uniquement d'avoir un ordre de grandeur de la contamination de la viande.

3.3.3 Paramètres et application du modèle

Les moutons (brebis et agneaux)

Les paramètres tels que la taille du troupeau, la cinétique de poids vif des animaux, la date d'agnelage, la durée d'allaitement, les dates et le circuit de pâturage, l'alimentation durant l'hivernage et les spécificités physiologiques des deux catégories de mouton élevées par la ville de Lausanne ont été pris en compte dans le modèle. Comme chaque congénère de PCDD/Fs (n=17) a un taux de transfert qui lui est propre dans le modèle ovin utilisé, les concentrations de chaque congénère dans le sol sont nécessaires pour les simulations avec le modèle cinétique PBTK. Le profil des concentrations de chaque congénère étant similaire pour tous les échantillons de sol contaminé d'une part (≥ 50 ng TEQ_{WHO-05} /kg MS), et non contaminé d'autre part (aux alentours de 10 ng TEQ_{WHO-05} /kg MS) ont été utilisés. Les moyennes des profils pour les deux cas ont été utilisées comme référence.

Pour les scénarios d'exposition, une cartographie des parcelles avec les teneurs en dioxines/furanes dans les sols ainsi que le parcours type des 8 troupeaux avec le nombre de jours pâturés sur chaque parcelle ont été établis. Les troupeaux sont essentiellement constitués de brebis allaitantes et de leurs agneaux. Cette cartographie a été réalisée avec l'aide de la ville de Lausanne et du registre des cartes des pâturages pour l'année 2020, mais est représentative des années précédentes et de 2021 (pratiques décrites et documentées par le responsable de la gestion des troupeaux de la ville de Lausanne).

Les ajustements physiologiques et mises à l'échelle effectués par rapport aux modèles bovins du RuMoPOP et du PBTKGrowing Cattle et les scénarios d'exposition sont présentés respectivement dans le Tableau 12 le Tableau 13 et le Tableau 15.

Tableau 12 Paramètres d'ajustement physiologique du modèle RuMoPOP à la brebis allaitante

Paramètre	Facteur ajustement par rapport au modèle vache en lactation	Moyenne brebis ¹	Min-Max brebis ¹
Durée de lactation [jours]	x 1/3	100	
Durée de gestation [jours]	x 1/1.88	152	
Ingestion [kg MS/jour]	x 1/10	0.9	0.8 -1.2
Production laitière [kg lait/jour]	x 1/10	0.7	0.3 - 1.0
Taux butyreux (teneur en matière grasse du lait) [g/kg]	x 1.7	74	61 – 105
Poids vif [kg]	63	61	75
Teneur en matière grasse du corps [%]	=	19.8	18.8 – 20.6
Composition et allocation anatomique et chimique	Même allométrie		

¹Au cours d'un cycle productif de 100 jours de lactation et 365 jours d'intervalle entre 2 mises bas.

Tableau 13 Paramètres d'ajustement physiologique du modèle PBTKGrowingCattle à l'agneau sous la mère

Paramètre	Facteur ajustement par rapport au modèle bovin en croissance	Moyenne agneau ¹	Min-Max agneau ¹
Durée d'allaitement [jours]	x 1/3	100	
Ingestion de lait [kg/jour] ²	x 1/10	0.7	0.3 -1.0
Ingestion de fourrage [kg MS/jour]	Selon Hassoun et al. ³	0.4	0.0 – 0.7
Poids vif [kg]	x 1/10	74	61 – 105
Gain moyen quotidien [g/jour]	x 1/10	89	
Teneur en matière grasse du corps [%]	Mêmes proportions	9.8	4.1 - 13.9
Composition et allocation anatomique et chimique	Même allométrie		

¹Au cours d'un cycle productif d'âge à l'abattage de 215 jours

²Au cours des 100 jours d'allaitement ⁴⁷

Tableau 14 Scénarios d'exposition simulé du circuit de pâturage de l'année de référence 2020 du troupeau Roux du Valais n°2

Paramètre	Moyenne	Min-Max (durée en jour)
Concentration ingéré solide ¹ en dioxines-furanes [ng TEQ _{WHO-05} /kg MS]		
Herbe pâturée (15 avril - 31 octobre)	1.8	0.1 (125 j) 6.4 (53 j)
Foin (1 novembre - 14 avril) ²		A: 0.10 / B: 0.67
Concentration du lait ingéré en dioxines-furanes [pg TEQ _{WHO-05} /g lipides] ³	A: 2.0 / B: 3.1	A: 0.7 - 9.7 / B: 1.2 - 10.1

¹Herbe pâturée ou foin offerts aux brebis et les agneaux

²Scénario A: foin uniquement collecté sur les parcelles non contaminées; scénario B: foin partiellement (25%) récolté sur des parcelles contaminées

³A partir des simulations du modèle brebis lors de la 3^{ème} lactation/année

Le troupeau des « Roux du Valais n°2 », a priori le plus exposé, a été considéré pour les simulations. La simulation réalisée porte sur une période de 5 années en considérant le circuit de pâturage de l'année 2020 comme référence. Sur une année, 5.5 mois sont passés en hivernage (scenario A : situation de foin « propre » récolté sur parcelles non contaminées contenant 1% de terre ou scenario B : situation de foin à 25% récolté sur des parcelles contaminées) et 7.7 mois dans des pâturages potentiellement contaminés. Dans l'ensemble des cas, un niveau d'ingestion de sol de 1% de la MS ingérée totale a été considéré, sur la base des informations fournies par le responsable de la gestion des troupeaux de la ville de Lausanne concernant les pratiques de pâturage et de collecte du foin. Ce niveau de 1% a été confirmé par des mesures effectués mi -septembre 2021 sur du foin et de l'herbe pâturé.

En complément à la modélisation, des mesures de PCDD/Fs ont été effectuées sur un agneau et 3 brebis. L'agneau, né en 2021 et équarri en mai, a été allaité pendant 3 mois et demi sur une pâture hors de la zone contaminée autour du Vallon. Les brebis, équarries en fin juillet 2021, appartenaient toutes les trois au troupeau « Roux du Valais n°2 ».

Les œufs de poule

Selon la littérature, une poule consomme en moyenne 140 g de nourriture par jour ⁴⁸ et ingère entre 2 à 10 g de terre par jour ⁴⁹, ce qui correspond à 9 à 10% de son alimentation ⁴⁸. Un œuf pèse environ 60 g et contient 32 % de jaune et 30% de gras dans le jaune d'œuf ⁴⁵. La biodisponibilité pour le transfert des PCDD/Fs entre l'ingestion d'aliments contaminés et la concentration dans le gras du jaune d'œuf est de 50% ⁴⁵. Les paramètres considérés pour l'estimation des concentrations de dioxines dans un œuf en fonction des concentrations de PCDD/Fs dans le sol sont résumés dans le Tableau 15.

Tableau 15 Paramètres considérés dans le modèle de transfert pour estimer les concentrations de dioxines/furanes dans un œuf de poule.

Paramètre	Valeur
Ingestion de sol par jour	10 g
Biodisponibilité	50%
Poids de l'œuf	60 g
Proportion de jaune d'œuf	30%
Concentration de gras dans un jaune d'œuf	30%

Le modèle du RIVM a permis d'obtenir une estimation des concentrations de dioxines dans un œuf pour des concentrations de PCDD/Fs dans le sol variant entre 1 et 200 ng TEQ_{WHO-05}/kg de sol. Les valeurs obtenues pour les concentrations de 1, 20, 50, 100 et 200 ng TEQ_{WHO-05}/kg de sol sont présentées dans le Tableau 16.

Tableau 16 Concentrations de dioxines-furanes (pg TEQ_{WHO-05}) estimées par œuf en fonction des concentrations (ng TEQ_{WHO-05}/kg) dans le sol

Concentration de dioxines-furanes dans le sol (ng TEQ _{WHO-05} /kg de sol)	Concentrations de dioxines-furanes calculées dans un œuf (pg TEQ _{WHO-05} /œuf)
1	4
20	85
50	213
100	425
200	850

La dose annuelle été estimée pour différentes fréquences de consommation d'œufs par année et des concentrations de PCDD/Fs calculées dans les œufs. L'estimation a été effectuée pour des enfants de 1 à 17 ans et des adultes de 18 et 35 ans, des fréquences de consommation d'œufs variant de 10 à 400 jours par année, et pour les concentrations de PCDD/Fs dans le sol de 20, 50, 100 et 200 ng TEQ_{WHO-05}/kg de sol. Les résultats pour chacune des 4 concentrations de dioxines/furanes dans le sol sont présentées à la Figure 12. Les résultats sont presque tous supérieurs à la dose journalière tolérable (DJT) de l'EFSA de 0.3 pg TEQ_{WHO-05}/kg pc/jour.

En complément à la modélisation, des mesures ont été effectuées sur des œufs issus de deux poulaillers privés situés dans une zone pour laquelle des concentrations de PCDD/Fs mesurées dans le sol étaient de 92-98 ng TEQ_{WHO-05}/kg. Les œufs de plusieurs poules (n= 6 pour un poulailler et n=

2 pour le deuxième poulailler) issus de chaque poulailler ont été mélangés pour limiter la variabilité de mesures liées aux différences entre individus (comportement alimentaire, picorage).

Les porcs laineux

Compte tenu des incertitudes liées au modèle toxicocinétique porcin, de la nature très occasionnelle de leur consommation et du fait que le sol de l'élevage est relativement peu contaminé (sol remué), ce scénario d'exposition n'a pas fait l'objet d'une modélisation.

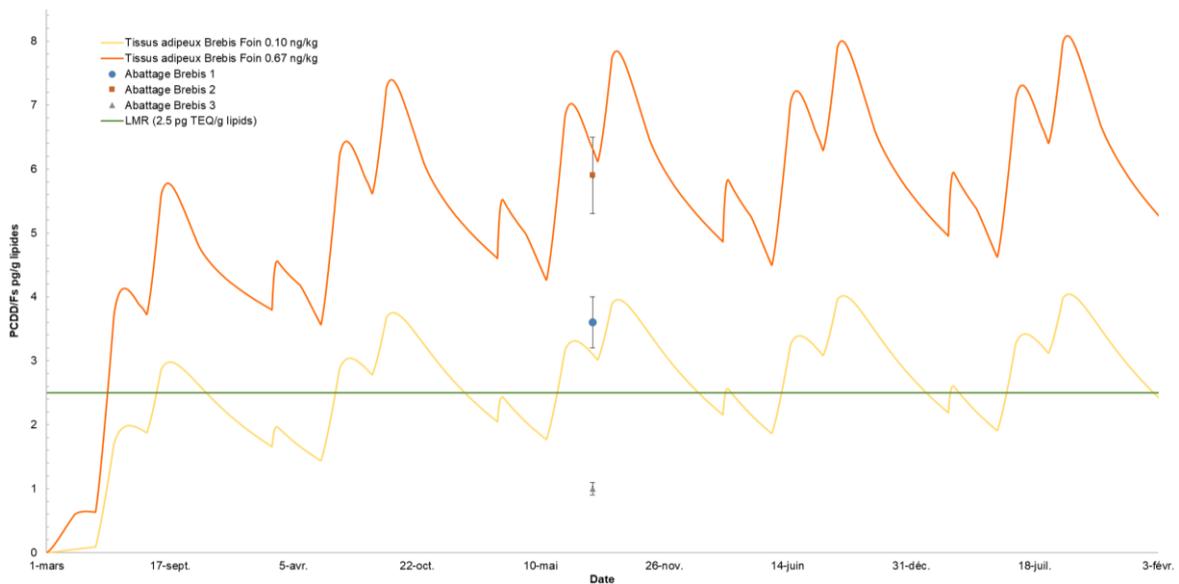
Des mesures de PCDD/F ont été effectuées sur un pot de rillettes de porc laineux de Sauvabelin.

3.3.4 Résultats – aliments d'origine animale

Les moutons

Les résultats de la simulation des concentrations en PCDD/Fs dans les tissus graisseux des brebis du troupeaux « Roux du Valais n°2 » sont présentés à la Figure 10. Selon les hypothèses faites sur le niveau de contamination du foin, ces concentrations varient entre 2 et 8 pg TEQ_{WHO-05}/g lipides. Les résultats des analyses réalisées sur trois brebis, présentés dans le Tableau 17, montrent des concentrations inférieures à la simulation, situés entre 1 et 6 pg TEQ_{WHO-05}/g lipides. Les différences entre les valeurs mesurées et estimées par la modélisation sont toutefois difficiles à interpréter du fait de la forte variabilité interindividuelle observée entre les brebis, qui peuvent notamment provenir de variations dans le comportement alimentaire de l'animal au pâturage et ainsi de son niveau d'ingestion de sol ⁴¹.

Figure 10 Résultats de simulation, concentrations en dioxines/furanes estimés dans les tissus adipeux des brebis du troupeau « roux du Valais n°2 »



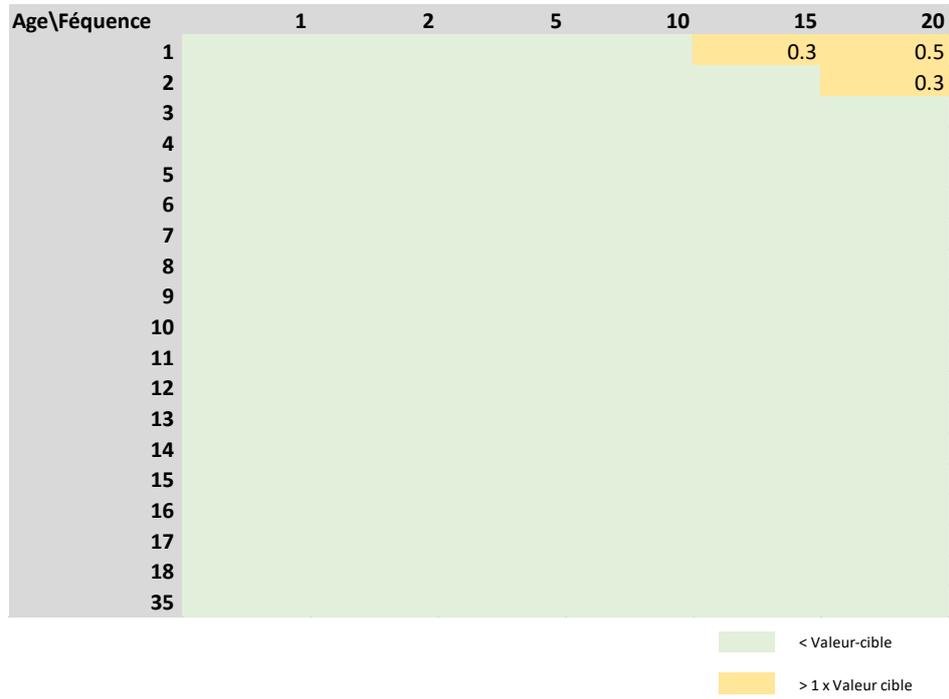
Les teneurs mesurées chez les brebis montrent que deux échantillons sont supérieurs d'environ deux fois à la valeur de référence de l'OCCont (2.5 pg TEQ_{WHO-05}/g matière grasse). Le troisième échantillon est inférieur à la valeur de référence de l'OCCont. La teneur en PCDD/F chez l'agneau est environ 3 fois supérieure à la valeur de l'OCCont bien que celui-ci ait pâturé dans une zone a priori non contaminée. Cette teneur élevée est vraisemblablement liée à une contamination par l'allaitement.

Tableau 17 Teneurs mesurées en PCDD/F chez les agneaux et brebis

Echantillon	pg TEQ _{WHO-05} /g lipides	Commentaire
Agneau	8.5 +/- 0.85	Pâturage hors zone, mais allaitement par une brebis du troupeau roux du Valais n°2
Brebis 1	3.6 +/- 0.4	Troupeau roux du Valais n°2, ayant pâturé dans des zones contaminées, suivi d'une période hors zone
Brebis 2	5.9 +/- 0.6	
Brebis 3	1.0 +/- 0.1	

Pour la consommation de brebis et d'agneau, il est possible d'estimer la dose journalière moyenne rapportée au poids corporel. Pour une pièce de viande relativement grasse (7% de lipides en masse) et une fréquence de consommation plausible, ici en nombre de portions de 100 g/an, l'ingestion reste très majoritairement en dessous de la valeur-cible de l'EFSA (Figure 11). Cela est principalement dû à la faible fréquence de consommation attendue pour ce produit qui n'est présent qu'en petites quantités sur le marché (p.ex. dans certains restaurants de la ville).

Figure 11 Dose journalière estimée en pg TEQ_{WHO-05} en fonction du poids corporel pour une consommation de viande de mouton (nombre de portions de 100g/an)

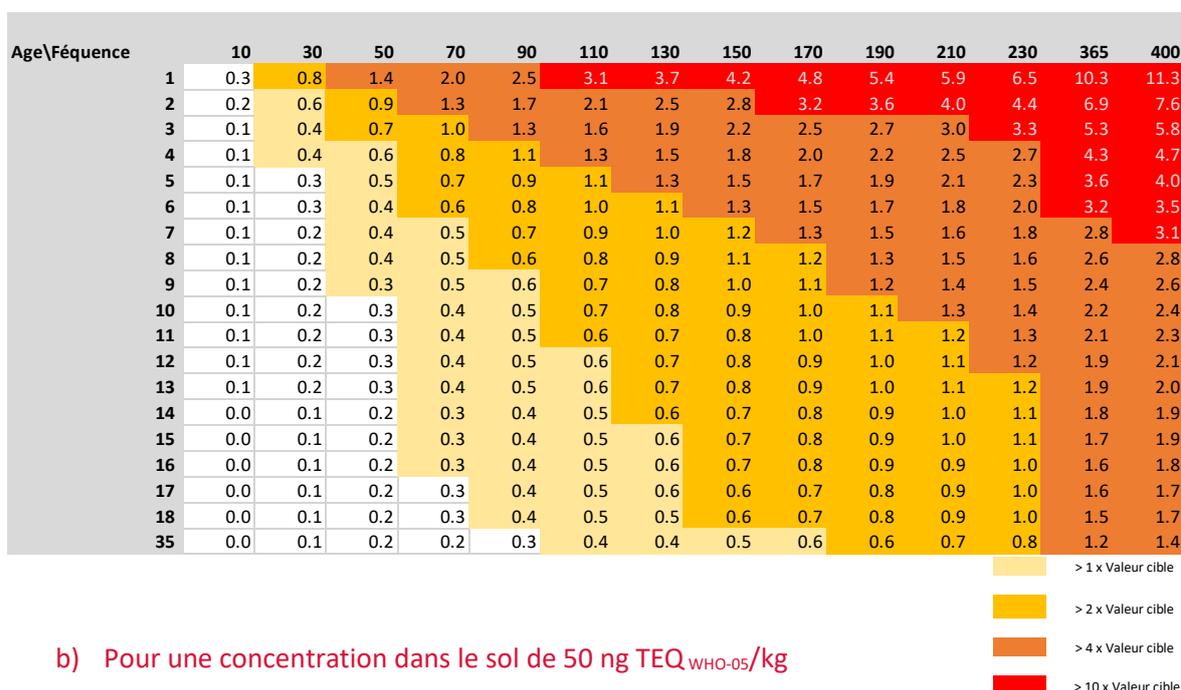


Les œufs de poule

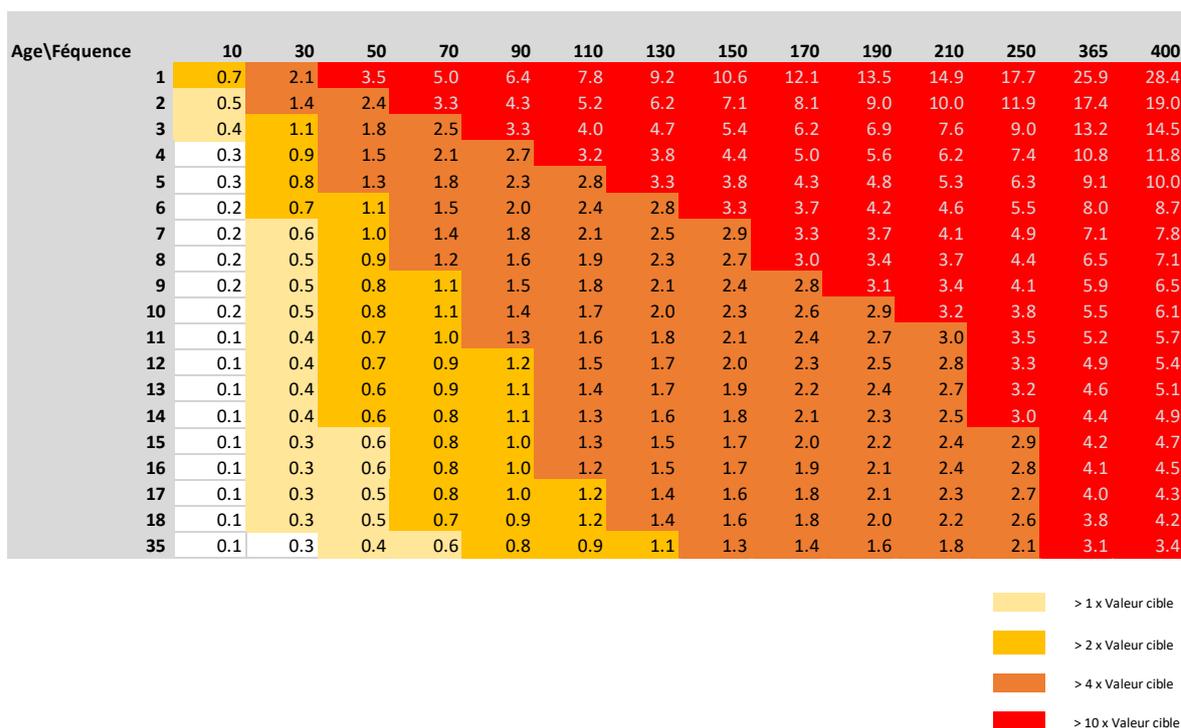
Une estimation de la dose journalière moyenne rapportée au poids corporel peut être faite pour la consommation d'œufs. Ces résultats sont présentés à la Figure 12 ci-dessous.

Figure 12 Dose journalière estimée en pg TEQ_{WHO-05} en fonction du poids corporel pour une consommation d'œufs selon différentes fréquences par année et pour une contamination du sol de 20 à 200 ng TEQ_{WHO-05}/kg de sol

a) Pour une concentration dans le sol de 20 ng TEQ_{WHO-05}/kg



b) Pour une concentration dans le sol de 50 ng TEQ_{WHO-05}/kg



c) Pour une concentration dans le sol de 100 ng TEQ_{WHO-05}/kg

Age\Fréquence	10	30	50	70	90	110	130	150	170	190	210	250	365	400
1	1.4	4.2	7.1	9.9	12.7	15.6	18.4	21.2	24.1	26.9	29.7	35.4	51.7	56.6
2	0.9	2.8	4.7	6.6	8.5	10.4	12.3	14.2	16.1	18.0	19.9	23.7	34.7	38.0
3	0.7	2.2	3.6	5.1	6.5	7.9	9.4	10.8	12.3	13.7	15.2	18.1	26.4	28.9
4	0.6	1.8	2.9	4.1	5.3	6.5	7.6	8.8	10.0	11.2	12.3	14.7	21.5	23.5
5	0.5	1.5	2.5	3.5	4.5	5.5	6.5	7.5	8.5	9.5	10.5	12.5	18.2	20.0
6	0.4	1.3	2.2	3.1	3.9	4.8	5.7	6.5	7.4	8.3	9.2	10.9	15.9	17.4
7	0.4	1.2	1.9	2.7	3.5	4.3	5.1	5.8	6.6	7.4	8.2	9.7	14.2	15.6
8	0.4	1.1	1.8	2.5	3.2	3.9	4.6	5.3	6.0	6.7	7.4	8.8	12.9	14.1
9	0.3	1.0	1.6	2.3	2.9	3.6	4.2	4.9	5.5	6.2	6.8	8.1	11.9	13.0
10	0.3	0.9	1.5	2.1	2.7	3.3	3.9	4.5	5.1	5.7	6.3	7.6	11.0	12.1
11	0.3	0.8	1.4	2.0	2.5	3.1	3.7	4.2	4.8	5.4	5.9	7.1	10.3	11.3
12	0.3	0.8	1.3	1.9	2.4	2.9	3.5	4.0	4.5	5.1	5.6	6.7	9.7	10.7
13	0.3	0.8	1.3	1.8	2.3	2.8	3.3	3.8	4.3	4.8	5.3	6.3	9.3	10.1
14	0.2	0.7	1.2	1.7	2.2	2.7	3.1	3.6	4.1	4.6	5.1	6.1	8.8	9.7
15	0.2	0.7	1.2	1.6	2.1	2.6	3.0	3.5	3.9	4.4	4.9	5.8	8.5	9.3
16	0.2	0.7	1.1	1.6	2.0	2.5	2.9	3.4	3.8	4.3	4.7	5.6	8.2	9.0
17	0.2	0.6	1.1	1.5	1.9	2.4	2.8	3.2	3.7	4.1	4.5	5.4	7.9	8.7
18	0.2	0.6	1.0	1.5	1.9	2.3	2.7	3.1	3.6	4.0	4.4	5.2	7.7	8.4
35	0.2	0.5	0.8	1.2	1.5	1.9	2.2	2.5	2.9	3.2	3.6	4.2	6.2	6.8

> 1 x Valeur cible
 > 2 x Valeur cible
 > 4 x Valeur cible
 > 10 x Valeur cible

d) Pour une concentration dans le sol de 200 ng TEQ_{WHO-05}/kg

Age\Fréquence	10	30	50	70	90	110	130	150	170	190	210	250	365	400
1	2.8	8.5	14.2	19.8	25.5	31.1	36.8	42.5	48.1	53.8	59.5	70.8	103.3	113.2
2	1.9	5.7	9.5	13.3	17.1	20.9	24.7	28.5	32.3	36.1	39.9	47.5	69.3	76.0
3	1.4	4.3	7.2	10.1	13.0	15.9	18.8	21.7	24.6	27.4	30.3	36.1	52.7	57.8
4	1.2	3.5	5.9	8.2	10.6	12.9	15.3	17.6	20.0	22.3	24.7	29.4	42.9	47.0
5	1.0	3.0	5.0	7.0	9.0	11.0	13.0	15.0	17.0	19.0	21.0	25.0	36.4	39.9
6	0.9	2.6	4.4	6.1	7.9	9.6	11.3	13.1	14.8	16.6	18.3	21.8	31.8	34.9
7	0.8	2.3	3.9	5.5	7.0	8.6	10.1	11.7	13.2	14.8	16.4	19.5	28.4	31.2
8	0.7	2.1	3.5	5.0	6.4	7.8	9.2	10.6	12.0	13.4	14.9	17.7	25.8	28.3
9	0.7	2.0	3.3	4.6	5.9	7.2	8.5	9.8	11.1	12.4	13.7	16.3	23.7	26.0
10	0.6	1.8	3.0	4.2	5.4	6.6	7.9	9.1	10.3	11.5	12.7	15.1	22.0	24.2
11	0.6	1.7	2.8	4.0	5.1	6.2	7.4	8.5	9.6	10.8	11.9	14.1	20.7	22.6
12	0.5	1.6	2.7	3.7	4.8	5.9	6.9	8.0	9.1	10.1	11.2	13.4	19.5	21.4
13	0.5	1.5	2.5	3.6	4.6	5.6	6.6	7.6	8.6	9.6	10.7	12.7	18.5	20.3
14	0.5	1.5	2.4	3.4	4.4	5.3	6.3	7.3	8.2	9.2	10.2	12.1	17.7	19.4
15	0.5	1.4	2.3	3.3	4.2	5.1	6.0	7.0	7.9	8.8	9.8	11.6	17.0	18.6
16	0.4	1.3	2.2	3.1	4.0	4.9	5.8	6.7	7.6	8.5	9.4	11.2	16.3	17.9
17	0.4	1.3	2.2	3.0	3.9	4.8	5.6	6.5	7.4	8.2	9.1	10.8	15.8	17.3
18	0.4	1.3	2.1	2.9	3.8	4.6	5.5	6.3	7.1	8.0	8.8	10.5	15.3	16.8
35	0.3	1.0	1.7	2.4	3.0	3.7	4.4	5.1	5.7	6.4	7.1	8.5	12.3	13.5

> 1 x Valeur cible
 > 2 x Valeur cible
 > 4 x Valeur cible
 > 10 x Valeur cible

Les résultats des mesures réalisées sur deux échantillons d'œufs sont présentés dans le Tableau 18. La teneur en PCDD/F est plus de 10 fois supérieure à la valeur de l'OCcont (2.5 pg TEQ_{WHO-05}/g matière grasse). Considérant les proportions et la masse d'un œuf moyen, cette valeur correspond à une teneur en PCDD/F par œuf de 311 pg TEQ_{WHO-05}. Ce résultat est dans l'ordre de grandeur du modèle utilisé, qui avait permis d'estimer une teneur en PCDD/F par œuf de 425 pg TEQ_{WHO-05} pour un sol de 100 ng TEQ_{WHO-05}/kg (teneur dans la zone des poulaillers de 93-98 ng TEQ_{WHO-05}/kg).

Tableau 18 Teneurs mesurées en PCDD/F dans les œufs

Echantillon	pg TEQ _{WHO-05} /g lipides
Poulailler 1	27
Poulailler 2	29

Les porcs laineux

Les résultats des mesures réalisées pour les rillettes provenant des porcs laineux sont présentés dans le Tableau 19. Les teneurs observées sont légèrement supérieures aux valeurs de l'OCcont de 1 pg TEQ_{WHO-05}/g lipides.

Tableau 19 Teneurs mesurées en PCDD/F dans les rillettes de porc laineux

Echantillon	pg TEQ _{WHO-05} /g lipides (incl LOQ)	pg TEQ _{WHO-05} /g lipides (incl LOQ)
N° 2021/L 26390/1	1.0	1.2

LOQ : Limite de quantification.

Scénarios d'exposition – l'essentiel

- Trois modalités d'exposition liées à la contamination des sols aux PCDD/Fs ont été identifiées :
 - l'ingestion (involontaire) directe de terre, qui concerne essentiellement les enfants jouant dans les parcs et les jardins ;
 - la consommation de légumes, qui concerne les propriétaires de jardins et les utilisateurs des plantages ;
 - la consommation d'aliments d'origine animale, qui concerne les propriétaires de poulaillers privés ainsi que les consommateurs des produits issus des élevages de la ville (cochons laineux, moutons).

- Les doses journalières estimées montrent que la consommation régulière d'aliments ou la fréquence élevée d'utilisation des surfaces contaminées peut conduire à un dépassement de la dose journalière tolérable recommandée par l'EFSA.
 - pour une concentration de PCDD/Fs similaire dans le sol les scénarios potentiellement les plus exposants sont la consommation régulière d'œufs et de cucurbitacées ;
 - pour une concentration de PCDD/Fs similaires dans le sol les scénarios potentiellement les moins exposants sont la consommation de légumes racines pelés et des autres légumes et fruits (lavés), ainsi que la fréquentation modérée (p.ex. <3 jours/sem.) des parcs et des jardins.

- Les concentrations estimées dans les viandes de boucherie (agneaux, moutons et porc laineux) dépassent généralement les valeurs de référence fixées par l'OCont.
 - leur mise sur le marché n'est pas possible en l'état (produits retirés de la vente au printemps 2021);
 - leur contribution à la dose journalière moyenne de la population est toutefois marginale du fait de la faible fréquence de consommation attendue.

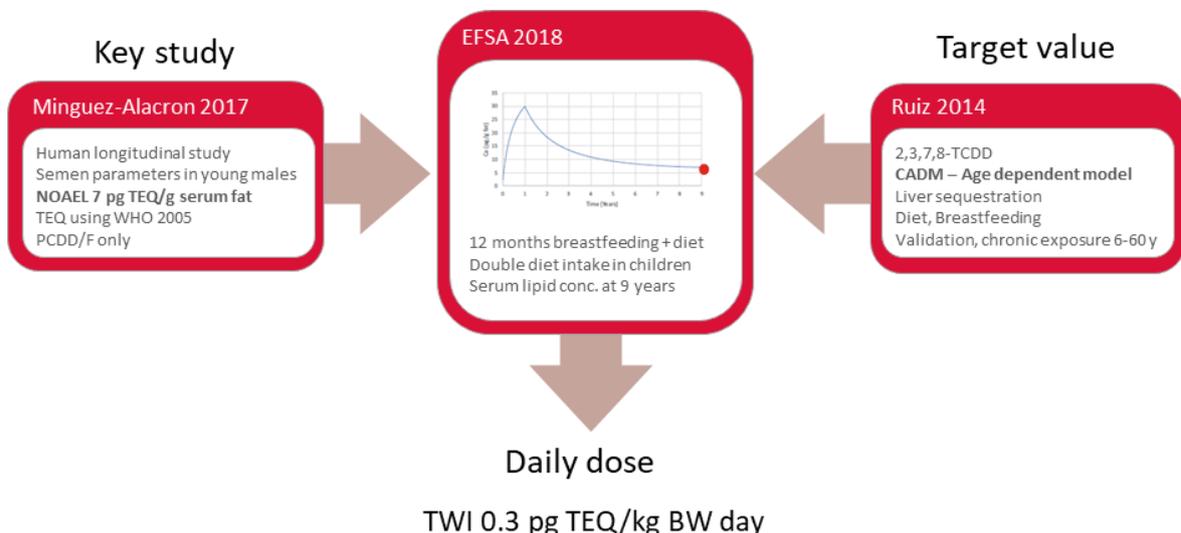
- Les échantillonnages réalisés sont globalement cohérents avec les estimations obtenues par modélisation.

4 Impact potentiel sur la charge corporelle

4.1 Concentration en PCDD/Fs dans le sérum

La dose journalière tolérable (DJT) de 0.3 pg TEQ_{WHO-05}/kg pc/jour recommandée par l'EFSA représente la valeur en dessous de laquelle aucun effet sur la santé n'est observé en l'état des connaissances actuelles. Elle ne constitue toutefois pas, per se, un outil d'évaluation du risque. D'une part, celle-ci a été fondée sur un seuil associé à un effet reprotoxique chez les jeunes adolescents. Elle est donc difficilement transposable à d'autres risques pour la santé (p.ex. cancer) ou d'autres populations (p.ex. adultes). D'autre part, comme illustré à la Figure 13, la dose journalière de l'EFSA n'a pas été directement dérivée du seuil sans effet. Un modèle toxicocinétique de distribution des dioxines dans l'organisme humain⁵⁰ a été utilisé pour estimer la dose journalière qui conduirait, à l'âge de 9 ans, au seuil sans effet observé de 7 pg TEQ_{WHO-05}/g lipides dans le sérum chez les jeunes adolescents. Ces valeurs sont issues de l'étude effectuée par Minguez¹⁷. Ce calcul théorique a conduit l'EFSA à recommander **une DJT inférieure à la dose journalière attendue par l'alimentation**. En Suisse, il est estimé que la dose moyenne absorbée par la voie alimentaire est de 0.6 pg TEQ_{WHO-05}/kg pc/jour⁵¹.

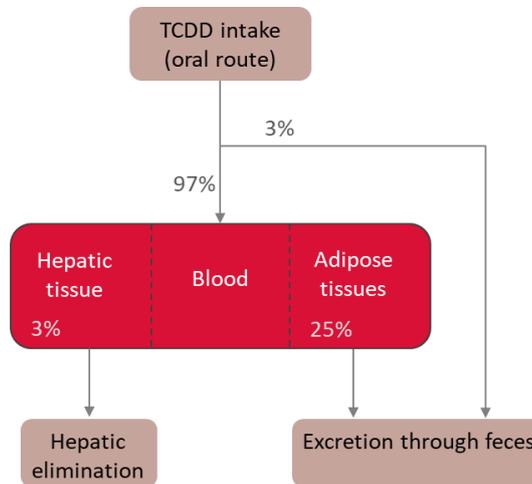
Figure 13 Schéma de principe – dérivation de la dose journalière en PCDD/F



Le modèle utilisé dans le calcul de l'EFSA est le modèle toxicocinétique CADM (concentration- and age-dependant model) initialement développé par Carrier⁵² puis adapté successivement par Aylward⁵³ et⁵⁰. Il permet d'estimer les niveaux de TCDD dans le compartiment adipeux, le foie et l'ensemble du corps et a été utilisé pour prédire le comportement de l'ensemble des PCDD/Fs (Figure 14). Le modèle tient compte de l'évolution du poids corporel avec l'âge et de la

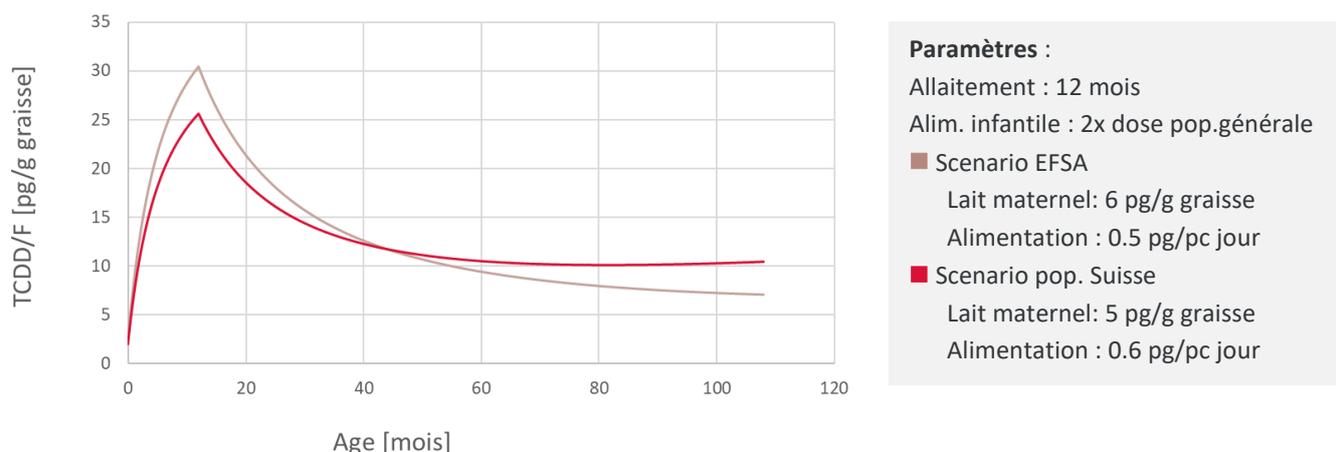
séquestration des PCDD/Fs dans le foie. Il permet aussi d'inclure l'effet de l'allaitement, pour tenir compte de la présence de PCDD/Fs dans le lait maternel.

Figure 14 Schéma de principe – modèle CADM



Les résultats de la simulation de l'EFSA, qui ont permis de dériver la dose journalière de 0.3 pg TEQ_{WHO-05}/kg pc/jour, ainsi que ceux correspondant à la situation de la population suisse sont présentés à la Figure 15. La concentration obtenue dans le sérum après 9 ans (108 mois) est respectivement de 7 et 10.4 pg TEQ_{WHO-05}/g graisse. La simulation pour le contexte suisse montre que le calcul théorique de l'EFSA a tendance à surestimer l'effet de l'allaitement maternel (ici de 0-12 mois) et sous-estimer l'effet de l'apport alimentaire de 12 à 108 mois. Cette problématique n'est pas spécifique à la population suisse, dont l'apport alimentaire moyen en PCDD/Fs est légèrement en dessous de la moyenne européenne. D'une façon générale, le calcul de l'EFSA conduit à une valeur-cible inférieure à l'apport alimentaire actuel de la population générale.

Figure 15 Concentrations en PCDD/Fs dans le sérum simulées avec le modèle CADM

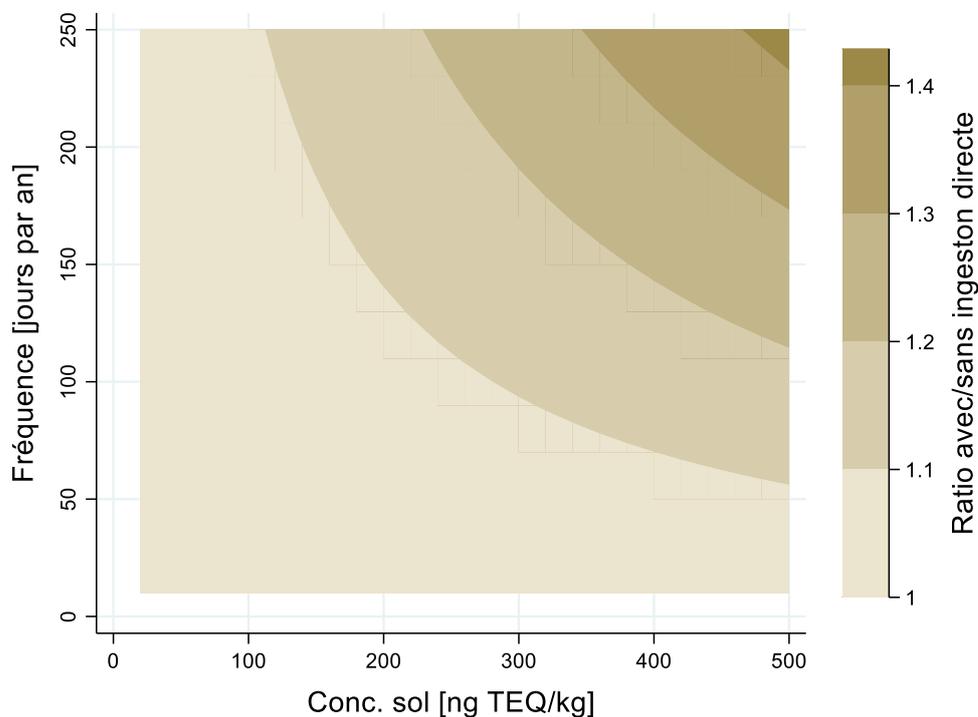


Au-delà de la dose journalière de l'EFSA, c'est donc **la dose relative vis-à-vis de l'apport alimentaire « normal » qui a été considérée comme un élément pertinent à l'appréciation du risque**. Il s'agit de déterminer l'importance de l'augmentation de la charge corporelle en PCDD/Fs au sein de la population résultant de la contamination des sols à Lausanne. Le modèle toxicocinétique (CADM) a aussi été utilisé pour estimer les concentrations sanguines en PCDD/Fs en fonction des différentes situations d'exposition.

4.2 Impact de l'ingestion directe de terre

Les doses obtenues dans les scénarios d'ingestion directe de terre pour différentes fréquences d'exposition (jours par an passés au parc/jardin) et pour différentes concentrations de PCDD/Fs dans le sol ont été introduites dans le modèle CADM. Les concentrations dans le sérum à 9 ans entre une situation exposante (ingestion directe et dose alimentaire) et une situation non-exposante (dose alimentaire seule) pour la population suisse sont comparées. L'ensemble des résultats est synthétisé dans la Figure 16. Un ratio de 1.2 signifie par exemple qu'une augmentation de 20% de la concentration dans le sérum en population générale est attendue pour ce scénario d'ingestion de terre.

Figure 16 Rapport de concentrations en PCDD/Fs attendu dans le sérum pour l'ingestion directe de terre par rapport à une situation non-exposante



Les scénarios simulés suggèrent un accroissement de 0-40% de la dose attendue par l'alimentation. Un faible accroissement de la dose alimentaire (>10-20%) est attendu pour des concentrations dans le sol supérieures à 100-150 ng TEQ_{WHO-05}/kg et des fréquences d'exposition supérieures à 100 jours/an. Un accroissement notable (>20%) est observé pour les concentrations les plus élevées (>250 ng TEQ_{WHO-05}/kg) et les fréquences d'exposition quasi-quotidiennes (>200 jours/an). Dans tous les scénarios considérés, la dose apportée par l'ingestion directe de terre reste inférieure à l'apport attendu par l'alimentation normale.

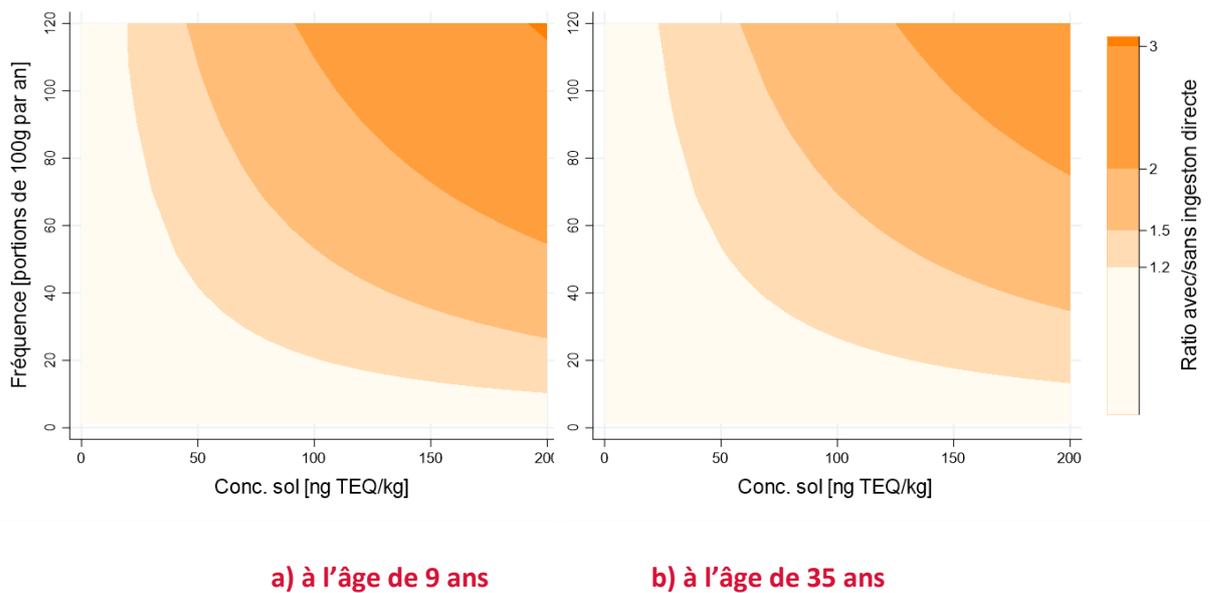
4.3 Impact de l'ingestion de légumes

Le rapport entre les concentrations de PCDD/Fs dans le sérum, estimées au moyen du modèle CADM, dans une situation exposante à la consommation de légumes cultivés sur des sols contaminés et une situation non-exposante est présenté à la Figure 17. Deux âges de référence sont utilisés, l'âge de 9 ans, correspondant à une période sensible vis-à-vis des effets reprotoxiques des PCDD/Fs, et l'âge de 35 ans, correspondant à une concentration chez l'adulte après une exposition chronique. Les scénarios liés à l'ingestion de légumes correspondent typiquement à la situation des propriétaires de jardins ou les locataires de potagers sis sur des parcelles contaminées et consommant leur production. La fréquence d'exposition est exprimée ainsi que le nombre de

fois qu'une portion de 100 g (de matière fraîche) est consommée dans l'année (en moyenne). A noter qu'une fréquence de consommation supérieure à 120 portions (de 100g) par an n'est pas jugée réaliste du fait de la saisonnalité de la production.

4.3.1 Courgettes (cucurbitacées)

Figure 17 Rapport de concentrations en PCDD/Fs attendues dans le sérum pour l'ingestion de courgettes cultivées sur des sols contaminés par rapport à une situation non-exposante



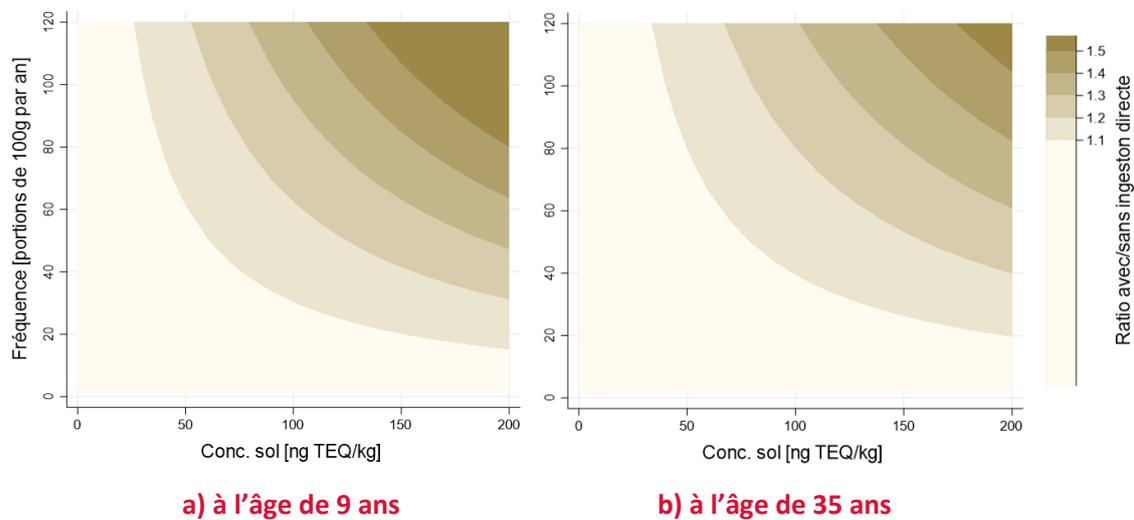
Ces scénarios conduisent à une augmentation importante de la concentration attendue de PCDD/Fs dans le sérum pour les consommations les plus élevées. Pour les sols contenant des teneurs élevées en PCDD/Fs (>150 ng TEQ_{WHO-05}/kg) et une consommation supérieure à 60 portions/an, les concentrations attendues pourraient être multipliées par 2-3 chez l'enfant et par 2 chez l'adulte. En cas de consommation supérieure à 30 portions/an, une augmentation notable (50%) de la concentration dans le sérum est déjà attendue pour des concentrations au sol comprises entre 20-100 ng TEQ_{WHO-05}/kg, soit entre le seuil d'investigation et le seuil d'assainissement.

Pour l'ensemble des produits alimentaires considérés, l'accroissement des concentrations dans le sérum attendu à 35 ans est légèrement plus faible que celui attendu à 9 ans, malgré la biopersistance des PCDD/Fs. Cela est dû, d'une part à l'augmentation de la masse corporelle chez l'adulte, qui crée un effet de dilution et, d'autre part, à l'augmentation de la concentration attendue chez l'adulte dans une situation non-exposante (accroissement du dénominateur).

4.3.2 Carottes (légumes racines) – non pelées

Le rapport entre les concentrations de PCDD/Fs dans le sérum, estimées au moyen du modèle CADM, dans une situation exposante à des carottes non-pelées cultivées sur des sols contaminés et une situation non-exposante pour deux âges de référence est présenté à la Figure 18. La consommation de carottes non-pelées est illustrative de la consommation de légumes racines.

Figure 18 Rapport de concentrations en PCDD/Fs attendues dans le sérum pour l'ingestion de carottes non-pelées cultivées sur des sols contaminés par rapport à une situation non-exposante

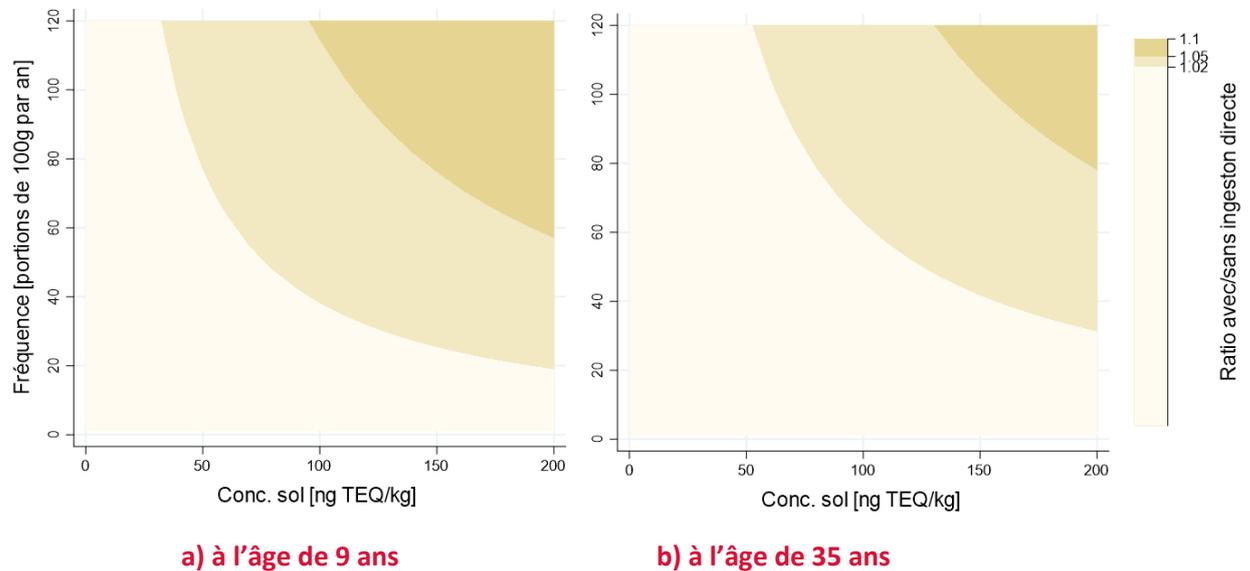


Ces scénarios conduisent à une augmentation notable de la concentration attendue de PCDD/Fs dans le sérum pour les consommations les plus élevées. Pour les sols contenant des teneurs élevées en PCDD/Fs (>150 ng TEQ_{WHO-05}/kg) et une consommation de carottes supérieure à 80 portions/an, les concentrations attendues pourraient croître d'environ 50% chez l'enfant et l'adulte. Même en cas de consommation supérieure à 40 portions/an, l'augmentation attendue de la concentration reste faible (<20%) lorsque la concentration dans le sol est inférieure à 100 ng TEQ_{WHO-05}/kg, soit inférieure au seuil d'assainissement.

4.3.3 Carottes (légumes racines) – pelées

Le rapport entre les concentrations de PCDD/Fs dans le sérum, estimées au moyen du modèle CADM, dans une situation exposante à des carottes non-pelées cultivées sur des sols contaminés et une situation non-exposante pour deux âges de référence est présenté à la Figure 19. La consommation de carottes pelées est illustrative de la consommation de légumes racines nettoyés et pelés. Elle s'apparente aussi à celles d'autres familles de légumes (salade, haricots) lorsqu'ils ont été nettoyés.

Figure 19 Rapport de concentrations en PCDD/Fs attendues dans le sérum pour l'ingestion de carottes pelées cultivées sur des sols contaminés par rapport à une situation non-exposante

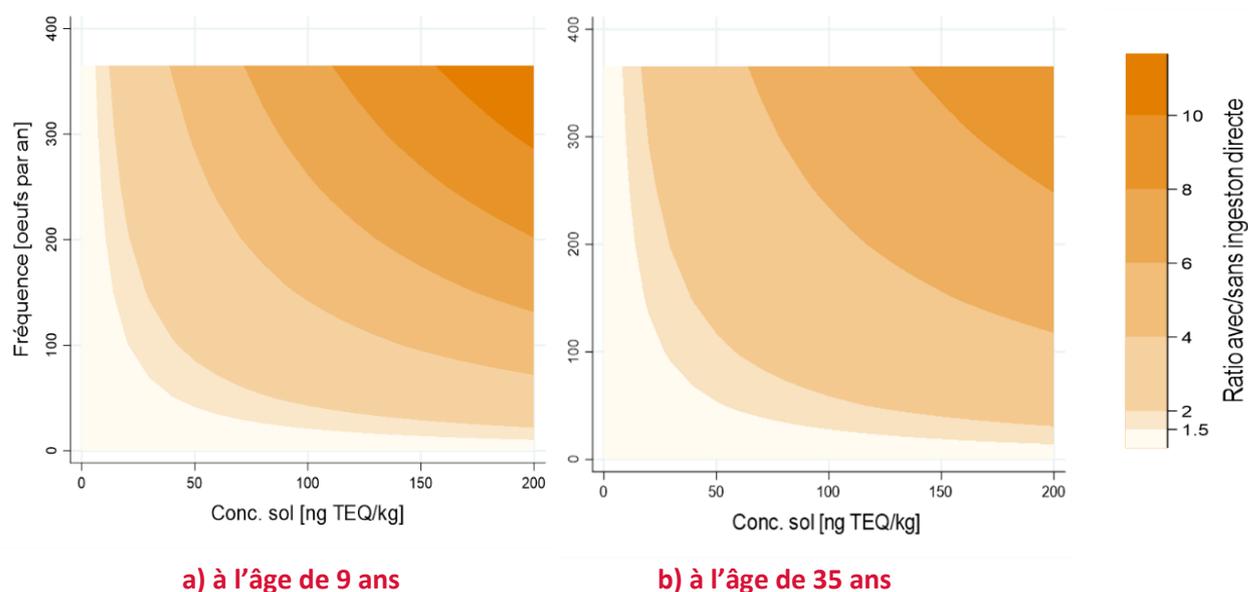


Ces scénarios conduisent à une faible augmentation de la concentration attendue de PCDD/Fs dans le sérum pour les consommations les plus élevées. Même pour les sols contenant des teneurs élevées en PCDD/Fs (>150 ng TEQ_{WHO-05}/kg) et une consommation supérieure à 60 portions/an de carottes, l'accroissement des concentrations attendues devrait être inférieur à 10% chez l'enfant et l'adulte.

4.4 Impact de l'ingestion d'œufs

Le rapport entre les concentrations de PCDD/Fs dans le sérum, estimées au moyen du modèle CADM, dans une situation exposante à la consommation d'œufs contaminés et une situation non-exposante est présenté à la Figure 20. Deux âges de référence sont utilisés, l'âge de 9 ans, correspondant à une période sensible vis-à-vis des effets reprotoxiques des PCDD/Fs, et l'âge de 35 ans, correspondant à une concentration chez l'adulte après une exposition chronique. Ce scénario pourrait typiquement survenir chez des propriétaires de poulailler sis sur des parcelles contaminées et consommant leur production.

Figure 20 Rapport de concentrations en PCDD/Fs attendues dans le sérum pour l'ingestion d'œufs contaminés par rapport à une situation non-exposante



Ces scénarios conduisent à une augmentation importante de la concentration attendue de PCDD/Fs dans le sérum. Pour les sols contenant des teneurs élevées en PCDD/Fs (>150 ng TEQ_{WHO-05}/kg) et une consommation quasi-quotidienne d'œufs, les concentrations attendues pourraient être multipliées par 10 chez l'enfant et par 6 chez l'adulte. En cas de consommation supérieure à 20 œufs/an, une augmentation modérée à importante (50% - 400%) est déjà attendue pour des concentrations au sol comprises entre 20 et 100 ng TEQ_{WHO-05}/kg, soit entre le seuil d'investigation et le seuil d'assainissement.

A noter que la concentration réelle du sol en PCDD/Fs est une source d'incertitude importante. En pratique, il est peu vraisemblable de trouver des poulaillers dans les zones >200 ng TEQ_{WHO-05}/kg. Les mesures et la cartographie des PCDD/Fs établies par la DGE sont basées sur des hypothèses de sols non remaniés et représentant donc des situations de contamination « potentielle ».

4.5 Interprétation des résultats

4.5.1 Variabilité au sein de la population générale

Les concentrations en PCDD/Fs dans le sérum utilisées pour la population suisse sont des valeurs moyennes, obtenues sur la base des estimations de l'OFSP (2008) sur l'apport de ces résidus dans l'alimentation. Une variabilité importante est attendue au sein de la population, notamment du fait de la variété des comportements alimentaires, mais aussi de l'âge des sujets.

Une revue des données sur les doses internes/charges corporelles de PCDD/Fs dans la population générale obtenues entre 1989 et 2010 auprès de plus de 26'000 individus en Italie, montre une forte variabilité interindividuelle (CV = 0.72) avec un facteur de 6 à 7 entre le 95^{ème} et le 5^{ème} percentile ⁵⁴. Une régression multiple réalisée sur les données indique aussi une décroissance significative avec l'année d'exposition et une croissance significative avec l'âge des individus. La décroissance observée est probablement attribuable à l'assainissement progressif des rejets des centrales d'incinération. La plupart des études mentionnées dans la littérature scientifique internationale (pas de données suisses) comparent des concentrations sanguines à des intervalles de temps différents, soit sur des périodes des années 80' et 2000, ou les conditions d'exposition ont probablement évolué de façon importante. La baisse observée depuis les périodes 80-90' est marquée, mais il est difficile d'anticiper la décroissance de cette imprégnation actuellement ⁵⁵. Du fait de la persistance de ces TCDD/Fs dans les sols, une décroissance de type linéaire est peu vraisemblable.

4.5.2 Critères d'évaluation

L'augmentation relative de la concentration en PCDD/Fs dans le sérum a été considérée comme le principal critère d'appréciation du risque dans le contexte de cette étude. Trois seuils, tenant compte de la variabilité de concentration attendue dans la population générale, ont été retenus pour l'élaboration des recommandations. Les seuils définis comme une augmentation « faible », « notable » ou « importante » sont les suivants :

Une augmentation < 20%. Cette faible variation ne devrait pas être perceptible au sein de la population générale. Seules des recommandations d'hygiène générales sont proposées en dessous de ce seuil, essentiellement pour prévenir les situations ponctuelles les plus exposantes.

Une augmentation entre 20% et 100%. Cet accroissement notable de l'exposition nécessite des mesures préventives. Des mesures techniques ou organisationnelles sont proposées pour réduire cette exposition.

Une augmentation >100%. Cet accroissement important de l'exposition doit être évité. Des mesures de restriction ou d'interdiction d'usage sont proposées pour éviter cette exposition.

4.5.3 Effets toxiques attendus

L'appréciation du risque sanitaire est basée sur l'importance de l'augmentation de la charge corporelle en PCDD/Fs par rapport à la charge corporelle correspondant à l'apport alimentaire « normal ». Une augmentation de plus de 20% de cette charge corporelle (pour tenir compte de la variabilité entre les personnes) est considérée ici comme pouvant plausiblement se traduire par une augmentation des risques de reprotoxicité. Au-delà de la DJT de l'EFSA, il est possible que le risque de diminution du liquide séminal, et donc d'infertilité chez l'homme augmente. Dans le contexte lausannois, le fait de consommer régulièrement des œufs de poule élevées sur des sols contaminés avec des concentrations de PCDD/Fs > 20 ng TEQ_{WHO-05}/kg ou des cucurbitacées cultivées sur des sols avec des concentrations de PCDD/Fs > 100 ng TEQ_{WHO-05}/kg pourraient augmenter du risque d'infertilité chez l'homme. A noter que d'autres facteurs liés aux habitudes de

vies et/ou à l'environnement peuvent avoir de tels effets dans la population générale. L'étude de Rahban montre en particulier une diminution de la qualité du liquide séminal chez les jeunes hommes en Suisse ⁵⁶.

Concernant le risque de cancer, Simon et al ont calculé une dose référence (RfD) de 100 pg TEQ_{WHO}/kg pc/j, soit une dose 300 fois plus élevées que la DJT ²³. Le scénario le plus exposant avec une dose plusieurs fois supérieures à la DJT est la consommation journalière d'œufs issus de poules élevées sur des sols à des concentrations de 200 ng TEQ_{WHO-05}/kg. Toutefois, la RfD n'est pas atteinte chez l'adulte et il semble peu probable que des poulaillers déclarés à la ville de Lausanne soient présents sur les surfaces avec des concentrations supérieures à 200 ng TEQ_{WHO-05}/kg. Pour les enfants, il est peu probable que ceux de moins de 6 ans consomment des œufs tous les jours de l'année. De plus, les deux congénères reconnus comme cancérigènes avérés chez l'humain, soit le TCDD et le TCDF, ne sont présents qu'en faible quantité dans toutes les mesures de sol effectuées dans la région lausannoise. Sur la base de ces hypothèses, il semble peu probable que le risque de développer un cancer associé à l'exposition aux PCDD/Fs soit plus élevé pour la population lausannoise. Il ne peut toutefois pas être totalement exclu, puisque les dioxines pourraient à de faibles concentrations y contribuer via des effets synergiques ou additionnels avec d'autres substances déjà présentes dans l'environnement.

4.5.4 Expositions historiques

Les PCDD/Fs déposés dans le sol peuvent subir différents processus de dégradation/relargage, comme la volatilisation dans l'air, la dégradation chimique par photolyse ou l'érosion. Ces processus sont toutefois très lents et les temps de demi-vie rapportés dans les études antérieures sont souvent de plusieurs dizaines d'années ⁵⁷. MaLachlan et al observent un temps de demi-vie de dégradation des PCDD/Fs d'environ 20 ans dans des sols contaminés par des boues d'épuration. Ils attribuent cependant l'essentiel de cette décroissance à l'élimination physique (érosion) et estime que le temps de demi-vie réel de la dégradation pourrait être sensiblement plus longue ⁵⁸. Une demi-vie de 70 ans est estimée par Eisenberg et al, qui note toutefois une forte variabilité selon la source, avec des temps de demi-vie allant de 10 à 100 ans ⁵⁹. Des travaux ultérieurs effectués par Yoshida et al, ont montré que l'hypothèse d'un temps de demi-vie de 25 ans, permettait une prédiction correcte des teneurs mesurées dans les sols à proximité d'une usine d'incinération ⁶⁰.

La persistance des PCDD/Fs dans les sols et les temps de demi-vie importants rapportés dans la littérature permettent de supposer que la contamination des sols au moment de l'installation des filtres permettant l'abattement des émissions de l'usine d'incinération se situait dans le même ordre de grandeur qu'actuellement. La faible évolution des concentrations dans le sol contraste avec la baisse, parfois importante, de la dose interne/charge corporelle en PCDD/Fs observée pour la population générale depuis les années 80-90' ⁵⁴. Ces différences suggèrent que d'autres sources d'exposition (via l'air, ou l'eau) étaient présents historiquement durant la période d'émission des polluants et que la dose interne/charge corporelle des populations résidant à proximité du Vallon dans les années 90' devait être plus importante. L'absence de données sur cette période ne permet toutefois pas de quantifier cette exposition historique.

4.5.5 Le lait maternel

L'allaitement maternel est la principale source d'alimentation chez de nombreux enfants en bas âge. Le lait maternel, qui amène des nutriments et composés bioactifs essentiels à l'enfant peut donc aussi être une source de xénobiotiques. La présence de polluants environnementaux dans l'alimentation maternelle est connue de longue date et concerne une gamme assez large de substances ou d'éléments, parmi lesquelles on peut trouver des métaux lourds ou des phtalates par exemple^{61, 62}. C'est aussi le cas des PCDD/Fs, dont la biopersistance et la lipophilicité favorise leur présence dans le lait. L'imprégnation de la population suisse en dioxines est similaire à la moyenne européenne et l'étude OMS de 2009 a montré des concentrations de PCDD/Fs dans le lait maternel de 5 pg TEQ_{WHO-05}/ g graisse (contre 6 pg TEQ_{WHO-05}/ g graisse pour la moyenne EU)⁶³.

L'allaitement peut être à l'origine d'un pic d'exposition chez les enfants en bas âge, du fait de leur faible masse corporelle. Plusieurs études épidémiologiques ont porté sur l'exposition aux composés de type dioxines et des effets sur les hormones thyroïdiennes, l'immunologie, le développement psychomoteur et physique ont été observés chez le nourrisson allaité. Cependant, ces effets étaient souvent transitoires et leur pertinence clinique discutable⁶³. Ces effets doivent être mis en perspective des effets protecteurs de l'allaitement, notamment vis-à-vis de l'asthme, de l'obésité et du diabète. Globalement, l'allaitement maternel est associé à une réduction significative de la mortalité et de la morbidité et il est considéré que ses bénéfices sanitaires dépassent largement les risques associés à la présence des polluants environnementaux dans le lait maternel^{61, 63}.

4.5.6 Enjeux liés au monitoring biologique

Il n'existe aucune donnée sur la charge corporelle en PCDD/Fs dans la population suisse. Ce manque de données, en plus du faible nombre de mesures des produits alimentaires disponibles sur le marché, complexifie l'interprétation des résultats des simulations du modèle cinétique. Il n'est actuellement pas possible d'estimer si la charge corporelle de la population lausannoise est supérieure ou similaire à la population des autres villes suisses ou de la population générale suisse. La surveillance biologique individuelle dans le cadre d'un suivi médical n'est par conséquent pas une solution en raison de la difficulté à interpréter les résultats sans avoir une valeur de référence pour comparaison. Une étude sur la charge corporelle de la population lausannoise devrait possiblement être envisagée afin d'estimer une valeur de référence pour la charge corporelle en PCDD/Fs.

4.5.7 Enjeux structurels

Les simulations des modèles cinétiques chez l'animal et les mesures effectuées sur des animaux (brebis, agneau, œufs) mettent en évidence des déséquilibres entre les différents dispositifs réglementaires existant en suisse et applicables à une situation comme celle de la région lausannoise. Les résultats pour les différents scénarios d'exposition étudiés mettent en évidence la consommation d'œufs ou de cucurbitacées comme scénarios les plus exposants avant même les jeunes enfants fréquentant les parcs et les jardins et ingérant accidentellement de la terre. Ce constat met en exergue :

que, dans le contexte d'une situation de contamination des sol aux dioxines comme celle de Lausanne, le dispositif de l'OSol, qui est basé sur des scénarios conservateurs, est plus protecteur que le dispositif de l'Ocont ;

l'absence de prise en compte de la consommation des légumes de la famille des cucurbitacées dans les deux dispositifs réglementaires ;

que les modalités d'usage des terrains et des scénarios d'exposition doivent être davantage considérées dans l'appréciation du risque ;

le manque de cohérence entre les dispositifs de protection des sols (OSol) et des denrées alimentaires (OCont).

L'absence de lien (apparent en tout cas) entre la concentration des polluants dans le sol et les valeurs réglementaires pour les denrées alimentaires de l'OCont tend à renforcer ce déséquilibre. Les résultats obtenus sur des denrées animales montrent que les niveaux de contamination en PCDD/Fs peuvent être problématiques du point de vue de l'OCont à des seuils de contamination des sols relativement bas, possiblement inférieurs à 20 ng TEQ_{WHO-05}/kg. Cela interroge d'une part sur la pertinence du seuil d'assainissement de l'OSol de 1000 ng TEQ_{WHO-05}/kg dans le domaine de l'agriculture et, d'autre part, sur l'absence de référentiel commun aux deux dispositifs basés sur des scénarios d'exposition animale.

Impacts potentiels sur la charge corporelle – l'essentiel

- La charge corporelle attendue dans la population générale, du fait de la présence ubiquitaire des PCDD/Fs dans l'alimentation, pondère l'effet de l'exposition induite par la contamination des sols lausannois.
- L'augmentation relative de la charge corporelle est utilisée comme critère d'appréciation du risque pour chaque scénario d'exposition étudié.
- Selon ce critère, les scénarios conduisant potentiellement à une augmentation importante (>100%) de la charge corporelle sont :
 - La consommation régulière d'œufs de poule élevés sur des sols avec des concentrations de PCDD/Fs > 20 ng TEQ_{WHO-05}/kg;
 - La consommation régulière de cucurbitacées cultivées sur des sols à des concentrations de PCDD/Fs >100 ng TEQ_{WHO-05}/kg;
- Les scénarios conduisant potentiellement à une augmentation notable (20-100%) de la charge corporelle sont :
 - La consommation régulière de cucurbitacées cultivées sur des sols avec des concentrations de PCDD/Fs entre 20-100 ng TEQ_{WHO-05}/kg;
 - La consommation régulière de légumes racine non-pelés cultivés sur des sols avec des concentrations de PCDD/F >50 ng TEQ_{WHO-05}/kg;
 - La fréquentation régulière (pour les enfants) de parcs et de jardins sur des sols avec des concentrations de PCDD/F >200 ng TEQ_{WHO-05}/kg;
- Les expositions conduisant à une augmentation notable ou importante de la charge corporelle peuvent contribuer aux effets reprotoxiques, effets qui sont déjà observés dans la population suisse en générale et sans lien évident avec l'exposition aux dioxines.
- Il est peu probable que les situations d'exposition actuelles puissent contribuer de façon significative à des effets cancérogènes.
- Au-delà de l'évaluation des niveaux d'exposition attendus, l'analyse de la situation lausannoise met en exergue :
 - une forte influence des conditions d'exposition (type d'exposition, fréquence d'usage/consommation et teneur en PCDD/Fs du sol) dans les niveaux de charge corporelle attendus
 - un manque de données de référence sur les niveaux de charge corporelle en PCDD/Fs dans la population générale en Suisse ;
 - un déséquilibre entre les dispositifs réglementaires de l'OSol et de l'OCont en ce qui concerne la consommation de denrées animales.

5 Recommandations

5.1.1 Utilisations des terrains contaminés

Un ensemble de recommandations pratiques a été élaboré sur la base des scénarios d'augmentation des concentrations de PCDD/Fs dans le sérum et des critères d'appréciation du risque définis (cf. chapitre 4.1 Concentration en PCDD/Fs dans le sérum). Compte tenu des incertitudes inhérentes aux modèles utilisés et de la grande variété des situations d'exposition possibles, des seuils arrondis vers le bas (valeur conservatrice), couvrant la grande majorité des situations ont été utilisés.

Recommandations générales

- Ne pas manger de la terre (porter une attention particulière aux enfants en bas âge)
- Se laver les mains après avoir manipulé la terre (ex: jardinage) et en rentrant de l'activité en milieu extérieur
- Laver les fruits et légumes provenant des jardins
- Dans les jardins et parcs, enherber/végétaliser au maximum les surfaces de terre pour éviter de laisser des zones de sol nu accessibles aux enfants

Recommandations spécifiques pour les détenteurs et utilisateurs de jardins/potagers

		Concentration dans le sol [ng TEQ / kg]			
		20-50	50-100	100-200	>200
Détenteurs de jardins potagers	Consommer des légumes racines	Oui	Lavés et pelés uniquement		
	Consommer des cucurbitacées ¹ cultivées sur ces sols	limiter à 100g de légumes/personne/semaine		Non	
	Consommer les autres fruits et légumes (lavés)	Oui			
Utilisateurs des parcs et jardins (ingestion directe de terre) ²	Fréquentation	Oui			limiter à 3 fois par semaine
Détenteurs de poules	Consommer des œufs (à titre privé)	limiter à 1 œuf/personne /semaine	Non		
	Offrir ou vendre les œufs	Non			
	Manger les poules	Non			

¹La famille des cucurbitacées comprend les courgettes, les cornichons, les courges, les concombres, les pâtissons, les melons, etc.

²Les expositions sont liées à l'ingestion involontaire de terre, qui se fait en portant les mains à la bouche.

Recommandations spécifiques pour les élevages ovins, bovins et porcins

- Ne pas manger et commercialiser les animaux élevés sur les parcelles > 20 ng TEQ_{WHO-05}/kg, pour lesquels un dépassement probable des seuils de contamination tolérés dans les denrées alimentaires est prévisible.
- Evaluer la contamination des animaux élevés à des fins commerciales et adapter la stratégie de pâturage pour les animaux :
 - pâturant en périphérie de la zone à 20 ng TEQ_{WHO-05}
 - alternant périodiquement les pâturages avec des pâturages situés dans la zone contaminée

Des investigations sont en cours avec Agroscope et l'EMPA permettront de préciser quelle stratégie de pâturage et d'élevage devra être implémentée.

5.1.2 Gestion des sols et denrées potentiellement contaminées

Des éléments pour mettre en place des études spécifiques ou des améliorations concernant la gestion des sols et les denrées alimentaires sont proposés ci-dessous :

- Proposer un seuil de concentration maximal en PCDD/Fs pour les légumes de la famille des cucurbitacées.
- Développer des outils d'évaluation du risque lié aux sols contaminés tenant davantage compte des modalités d'usage des terrains, en particulier :
 - pour les sols et urbains et agricoles destinés à l'élevage animal et au jardinage.
- Améliorer la cohérence entre les dispositifs de protection des sols (OSol) et des denrées alimentaires (OCont), par exemple
 - en fournissant des valeurs indicatives de sols correspondant à une contamination potentielle des denrées animales.

Ce dernier point paraît particulièrement important dans le cas des PCDD/Fs, dont les analyses sont complexes et coûteuses et qui ne sont pas vérifiées de façon régulière dans les denrées alimentaires.

5.1.3 Acquisition de données manquantes

Des éléments pour mettre en place des études spécifiques sont proposées ci-dessous :

- Investiguer la contamination des sols au voisinage des anciennes usines d'incinération.
- Etablir des valeurs de référence de la charge corporelle actuelle en PCDD/Fs au sein de la population suisse.
- Investiguer l'effet de la contamination des sols sur la charge corporelle des habitants de la région lausannoise.

6 Références

- 1 Schmid P, Gujer E, Zennegg M, Bucheli TD, Desaulles A. Correlation of PCDD/F and PCB concentrations in soil samples from the Swiss soil monitoring network (NABO) to specific parameters of the observation sites. *Chemosphere*. 2005;58(3):227-34.
- 2 Lorber M, Eschenroeder A, Robinson R. Testing the USA EPA's ISCST-Version 3 model on dioxins: a comparison of predicted and observed air and soil concentrations. *Atmos Environ*. 2000;34(23):3995-4010.
- 3 Dufour P, Pirard C, Ortegat G, Brouhon J-M, Charlier C. Atmospheric deposition of polychlorinated dibenzodioxins/furans (PCDD/Fs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the vicinity of shredding facilities in Wallonia (Belgium). *Atmos Pollut Res*. 2021;12(1):60-6.
- 4 Terzaghi E, Alberti E, Raspa G, Zanardini E, Morosini C, Anelli S, et al. A new dataset of PCB half-lives in soil: Effect of plant species and organic carbon addition on biodegradation rates in a weathered contaminated soil. *Sci Total Environ*. 2021;750:141411.
- 5 Paasivirta J, Sinkkonen SI. Environmentally Relevant Properties of All 209 Polychlorinated Biphenyl Congeners for Modelling their fate in different Natural and Climatic Conditions. *J Chem Eng Data*. 2009;54(4):1189-213.
- 6 Viel JF, Arveux P, Baverel J, Cahn JY. Soft-tissue sarcoma and non-Hodgkin's lymphoma clusters around a municipal solid waste incinerator with high dioxin emission levels. *Am J Epidemiol*. 2000;152(1):13-9.
- 7 EU C. COUNCIL DIRECTIVE 94/67/EC of 16 December 1994 on the incineration of hazardous waste. *Official Journal of the European Communities*. 1994.
- 8 ADEME, INERIS. TROPHÉ. Livrable 3: Evaluation des expositions et des risques sanitaires chez l'homme. 2017. https://bibliothèque.ademe.fr/cadic/1610/rapport_trophe_livrable3_2017.pdf
- 9 Van den Berg M, Birnbaum LS, Denison M, De Vito M, Farland W, Feeley M, et al. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and Mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicol Sci*. 2006;93(2):223-41.
- 10 Van den Berg M, Peterson RE, Schrenk D. Human risk assessment and TEFs. *Food Addit Contam*. 2000;17(4):347-58.
- 11 ATSDR. Dioxins. ToxFAQs: CABS/Chemical Agent Briefing Sheet, 2006. Available from: <https://semspub.epa.gov/work/06/873709.pdf>
- 12 IARC. A review of human carcinogens. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Chemical Agents and related occupations. Lyon, France: Agency for Research on Cancer (IARC); 2012.
- 13 Alexander S, Bard D, Barouki R, Bois FY, Descotes J, Dujardin M, et al. Dioxines dans l'environnement : quels risques pour la santé ? Institut national de la santé et de la recherche médicale (INSERM), 2000. Available from: <https://hal-lara.archives-ouvertes.fr/hal-01571987>
- 14 Knutsen H, Alexander J, Barregård L, Bignami M, Brüschweiler B, Ceccatelli S, et al. Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. *EFSA J* 2018;16(11):e05333. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5333>
- 15 Mocarelli P. Seveso: a teaching story. *Chemosphere*. 2001;43(4-7):391-402.
- 16 Mocarelli P, Gerthoux PM, Patterson DG, Jr., Milani S, Limonta G, Bertona M, et al. Dioxin exposure, from infancy through puberty, produces endocrine disruption and affects human semen quality. *Environ Health Perspect*. 2008;116(1):70-7.
- 17 Mínguez-Alarcón L, Sergeev O, Burns JS, Williams PL, Lee MM, Korrick SA, et al. A Longitudinal Study of Peripubertal Serum Organochlorine Concentrations and Semen Parameters in Young Men: The Russian Children's Study. *Environ Health Perspect*. 2017;125(3):460-6.
- 18 IARC. Arsenic, Metals, Fibres, and Dusts. Lyon : International Agency for Research on Cancer (IARC), World Health Organization, 2012. (IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans ; 100C). Available from: <https://publications.iarc.fr/120>
- 19 Popp JA, Crouch E, McConnell EE. A Weight-of-evidence analysis of the cancer dose-response

- characteristics of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxin (TCDD). *Toxicol Sci.* 2006;89(2):361-9.
- 20 Knerr S, Schrenk D. Carcinogenicity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in experimental models. *Mol Nutr Food Res.* 2006;50(10):897-907.
- 21 Xu J, Ye Y, Huang F, Chen H, Wu H, Huang J, et al. Association between dioxin and cancer incidence and mortality: a meta-analysis. *Sci Rep.* 2016;6:38012.
- 22 Crump KS, Canady R, Kogevinas M. Meta-analysis of dioxin cancer dose response for three occupational cohorts. *Environ Health Perspect.* 2003;111(5):681-7.
- 23 Simon T, Aylward LL, Kirman CR, Rowlands JC, Budinsky RA. Estimates of cancer potency of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo(p)dioxin using linear and nonlinear dose-response modeling and toxicokinetics. *Toxicol Sci.* 2009;112(2):490-506.
- 24 EFSA. Règlement (UE) N°1259/2011 de la commission modifiant le règlement (CE) n°1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales en dioxines, en PCB de type dioxine et en PCB autres que ceux de type dioxine des denrées alimentaires. 2011.
- 25 US-EPA. Bioavailability of Dioxins and Dioxinlike compounds in soil U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency.; 2011.
- 26 Mailänder RA, Hämmermann M. Manuel - Sols pollués - Evaluation de la menace et mesures de protection. Berne : Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, 2005.
- 27 Gong Y, Wu Y, Lin C, Xu D, Duan X, Wang B, et al. Is hand-to-mouth contact the main pathway of children's soil and dust intake? *Environ Geochem Health.* 2021.
- 28 US-EPA. Chapter 5: Soil and Dust Ingestion. In: EPA U, editor. *Exposure Factors Handbook*. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development; 2017.
- 29 Aicher L, Roth N. Risikobeurteilung von Bodenschadstoffen in Haus und Familiengärten gemäss Anhang 3, Ziffer 2 AltIV für die menschliche Gesundheit. Bern : Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt Boden und Biotechnologie, 2017.
- 30 Wei W, Bonvallot N, Gustafsson A, Raffy G, Glorennec P, Kraus A, et al. Bioaccessibility and bioavailability of environmental semi-volatile organic compounds via inhalation: A review of methods and models. *Environ Int.* 2018;113:202-13.
- 31 Kerger BD, Leung HW, Scott PK, Paustenbach DJ. An adaptable internal dose model for risk assessment of dietary and soil dioxin exposures in young children. *Toxicol Sci.* 2007;100(1):224-37.
- 32 US-EPA. Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities Final: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency.; 2005.
- 33 Wilson R, Jones-Otazo H, Petrovic S, Mitchell I, Bonvalot Y, Williams D, et al. Revisiting Dust and Soil Ingestion Rates Based on Hand-to-Mouth Transfer. *Human Ecol Risk Assess.* 2012;19(1):158-88.
- 34 Hulster A, Marschner H. Transfer of Pcdp Pcdf from Contaminated Soils to Food and Fodder Crop Plants. *Chemosphere.* 1993;27(1-3):439-46.
- 35 Inui H, Wakai T, Gion K, Kim YS, Eun H. Differential uptake for dioxin-like compounds by zucchini subspecies. *Chemosphere.* 2008;73(10):1602-7.
- 36 Bobovnikova TI, Alekseeva LB, Dibtseva AV, Chernik GV, Orlinsky DB, Pripulina IV, et al. The influence of a capacitor plant in Serpukhov on vegetable contamination by polychlorinated biphenyls. *Sci Total Environ.* 2000;246(1):51-60.
- 37 ADEME, INERIS. TROPHE. Livrable 1 et 2: Synthèse des travaux expérimentaux menés sur le transfert des POPs dans les végétaux et les vers de compost. 2017. Available from: https://librairie.ademe.fr/cadic/1610/rapport_trophe_livrable1et2_2017.pdf
- 38 Amutova F, Delannoy M, Baubekova A, Konuspayeva G, Jurjanz S. Transfer of persistent organic pollutants in food of animal origin - Meta-analysis of published data. *Chemosphere.* 2021;262:128351.
- 39 Weber R, Bell L, Watson A, Petrlik J, Paun MC, Vijgen J. Assessment of pops contaminated sites and the need for stringent soil standards for food safety for the protection of human health. *Environ Pollut.* 2019;249:703-15.
- 40 Weber R, Herold C, Hollert H, Kamphues J, Blepp M, Ballschmiter K. Reviewing the relevance of dioxin and

- PCB sources for food from animal origin and the need for their inventory, control and management. *Environ Sci. Eur.* 2018;30(1):42.
- 41 Chatelet A, Fournier A, Jurjanz S, Lerch S, Toussaint H, Delannoy M, et al. Transfer of organic and inorganic pollutants in the food chain after spreading of residual-origin fertilizing materials on grasslands. L'épandage de matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les prairies comporte-t-il des risques en termes de transfert de polluants organiques et inorganiques vers la chaîne alimentaire ? *INRA Productions Animales.* 2015;28(5):383-298.
- 42 Lerch S, Martin O, Fournier A, Henri J, editors. Exploring the effects of dietary lipid content and digestibility on lipophilic contaminants transfer from feed to milk in dairy cow: insights from a physiologically-based toxicokinetic modelling approach. 10th International Symposium on Nutrition of Herbivores; 2018 04.09.18; Clermont-Ferrand (France).
- 43 Albechaalany J, Loncke C, Driesen C, Schmidely P, Ortigues-Marty I, Agabriel J, et al., editors. Modèle mécaniste du transfert des contaminants lipophiles chez le bovin en croissance. 25ème Rencontres Recherches Ruminants; 2020 02.12.2020; Paris: INRAE / Idele.
- 44 Hoogenboom RLAP, Stark ML, Spolders M, Zeilmaker MJ, Traag WA, ten Dam G, et al. Accumulation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls in livers of young sheep. *Chemosphere.* 2015;122:137-44.
- 45 Van Eijkeren JCH, Zeilmaker MJ, Kan CA, Traag WA, Hoogenboom LAP. A toxicokinetic model for the carry-over of dioxins and PCBs from feed and soil to eggs. *Food Addit Contam.* 2006;23(5):509-17.
- 46 Hoogenboom LA, Van Eijkeren JC, Zeilmaker MJ, Mengelers MJ, Herbes R, Immerzeel J, et al. A novel source for dioxins present in recycled fat from gelatin production. *Chemosphere.* 2007;68(5):814-23.
- 47 Hassoun P, Berthelot V, Bocquier F. Ovins en lactation, en croissance et à l'engrais. In: Nozière P, Sauvant, D., & Institut National de la Recherche Agronomique., editor. *INRA feeding system for ruminants 2019.* p. 377-98.
- 48 Van Der Meulen J, Kwakernaak C, Kan CA. Sand intake by laying hens and its effect on egg production parameters. *J Anim Physiol Anim Nutr.* 2008;92(4):426-31.
- 49 Kijlstra A, editor. The role of organic and free range poultry production system on the dioxin levels in eggs. Proceedings of the 3rd SAFO workshop 16-18 September 2004; 2004; Falenty, Poland: SAFO.
- 50 Ruiz P, Aylward LL, Mumtaz M. Application of pharmacokinetic modelling for 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin exposure assessment. *SAR QSAR Environ Res.* 2014;25(11):873-90.
- 51 BAG. Dioxine und PCB in Schweizer Lebensmitteln. Bern: Bundesamt für Gesundheit (BAG), 2008.
- 52 Carrier G, Brunet RC, Brodeur J. Modeling of the toxicokinetics of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in mammals, including humans. I. Nonlinear distribution of PCDD/PCDF body burden between liver and adipose tissues. *Toxicol Appl Pharmacol.* 1995;131(2):253-66.
- 53 Aylward LL, Brunet RC, Carrier G, Hays SM, Cushing CA, Needham LL, et al. Concentration-dependent TCDD elimination kinetics in humans: toxicokinetic modeling for moderately to highly exposed adults from Seveso, Italy, and Vienna, Austria, and impact on dose estimates for the NIOSH cohort. *J Expo Anal Environ Epidemiol.* 2005;15(1):51-65.
- 54 Consonni D, Sindaco R, Bertazzi PA. Blood levels of dioxins, furans, dioxin-like PCBs, and TEQs in general populations: a review, 1898-2010. *Environ Int.* 2012;44:151-62.
- 55 Arisawa K. Recent decreasing trends of exposure to PCDDs/PCDFs/dioxin-like PCBs in general populations, and associations with diabetes, metabolic syndrome, and gout/hyperuricemia. *J Med Invest.* 2018;65(3.4):151-161
- 56 Rahban R, Priskorn L, Senn A, Stettler E, Galli F, Vargas J, et al. Semen quality of young men in Switzerland: a nationwide cross-sectional population-based study. *Andrology.* 2019;7(6):818-26.
- 57 Bodéan C, Garrido F. Devenir des dioxines dans les sols - Analyse critique de données bibliographiques BRGM, 2004 Contract No.: BRGM/RP - 53070-FR
- 58 McLachlan MS, Sewart AP, Bacon JR, Jones KC. Persistence of PCDD/Fs in a Sludge-Amended Soil. *Environ Sci Technol.* 1996;30(8):2567-71.
- 59 Eisenberg J, Bennett D, McKone T. Chemical Dynamics of Persistent Organic Pollutants: A Sensitivity Analysis Relating Soil Concentration Levels to Atmospheric Emissions. *Environ Sci Technol.* 1998;32:115-23.

- 60 Yoshida K, Ikeda S, Nakanishi J, Tsuzuki N. Validation of modeling approach to evaluate congener-specific concentrations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in air and soil near a solid waste incinerator. *Chemosphere*. 2001;45(8):1209-17.
- 61 Pajewska-Szmyt M, Sinkiewicz-Darol E, Gadzała-Kopciuch R. The impact of environmental pollution on the quality of mother's milk. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2019;26(8):7405-27.
- 62 Lorenzetti S, Plösch T, Teller IC. *Antioxidative Molecules in Human Milk and Environmental Contaminants. Antioxidants* (Basel, Switzerland). 2021;10(4).
- 63 Van den Berg M, Kypke K, Kotz A, Tritscher A, Lee SY, Magulova K, et al. WHO/UNEP global surveys of PCDDs, PCDFs, PCBs and DDTs in human milk and benefit-risk evaluation of breastfeeding. *Arch Toxicol*. 2017;91(1):83-96.

7 Documents annexes

Pour conduire l'expertise, le groupe de travail s'est aussi appuyé sur des documents techniques et de données non-référencées dans la littérature. Ces informations sont accessibles sur demande auprès du département Santé, Travail et Environnement d'Unisanté. Les principaux documents utilisés sont :

1. Echantillonnage des sols – carte – Juin 2021 (S1)
2. Analyse des rillettes – rapport d'analyse 2021L26390 / 1 – Juillet 2021 (S2)
3. Analyse dans la graisse de mouton – échantillon analysé et résultat n°153896 – Juin 2021 (S3)
4. Analyse dans la graisse de mouton 21-94666 - échantillon n° 157923 – Août 2021 (S4)
5. Analyse dans la graisse de mouton 21-94667 - échantillon n° 157924 – Août 2021 (S5)
6. Analyse dans la graisse de mouton 21-94668 – échantillon n° 157925 – Août 2021 (S6)
7. Analyse d'œufs – deux échantillons groupés d'œufs n° 5214027927 – Septembre 2021 (S7)
8. Données – teneur en sol fourrage et herbe pâturée – Septembre 2021 (S8)
9. Données – parcours des brebis du troupeau roux – Septembre 2021 (S9)
10. Données – CADM model – Septembre 2021 (S10)
11. Données – plantages Victor-Ruffy (visite de parcelles) – Juillet 2021 (S11)

unisanté

Centre universitaire de médecine générale
et santé publique • Lausanne