

# GDE

Limay (78)

## Complément d'étude au diagnostic post-accidentel

Note Technique

Réf : CACIIF204500 / RACIIF04162-01

AMBE / CV / OL

03/07/2020




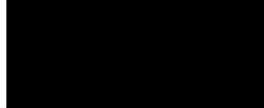

**GINGER**  
BURGEAP



**GDE**

Limay (78)

Complément d'étude au diagnostic post-accidentel

Objet de l'indice	Date	Indice	Rédaction Nom / signature	Vérification Nom / signature	Validation Nom / signature
RAPPORT	03/07/2020	01	A.BERTRAND 	C.VIENNE 	O. LLONGARIO 

Numéro de contrat / de rapport :	Réf : CACIIF204500 / RACIIF04162-01
Numéro d'affaire :	A53818
Domaine technique :	IC06
Mots clé du thésaurus	EVALUATION QUANTITATIVE DES RISQUES SANITAIRES

BURGEAP Agence Centre-Est • Bâtiment A "Hermès" - 2, rue du tour de l'eau – 38400 Saint-Martin-D'Herès

Tél : 04.76.00.75.50 • Fax : 04.76.00.75.69 • burgeap.grenoble@groupeginger.com

## SOMMAIRE

<b>1.</b>	<b>Introduction</b> .....	<b>4</b>
<b>2.</b>	<b>Spéciation des substances émises</b> .....	<b>5</b>
<b>3.</b>	<b>Evaluation quantitative des risques sanitaires</b> .....	<b>8</b>
	3.1.1 Choix des Traceurs de Risques .....	8
	3.1.2 Caractérisation des dépôts au sol .....	9
	3.1.3 Description des scénarios d'exposition .....	11
	3.1.1 Calcul des doses d'exposition .....	11
	<b>3.2 Caractérisation des risques sanitaires</b> .....	<b>12</b>
	3.2.1 Caractérisation des risques pour les effets à seuil .....	13
	3.2.2 Caractérisation des effets sans seuil .....	14
	3.2.3 Facteur Limite .....	14
<b>4.</b>	<b>Conclusion</b> .....	<b>16</b>
<b>1.</b>	<b>Evaluation quantitative des risques sanitaires</b> .....	<b>19</b>
	<b>1.1 Identification des dangers</b> .....	<b>19</b>
	<b>1.2 Relation dose-réponse</b> .....	<b>19</b>
	1.2.1 Les valeurs toxicologiques de référence : VTR .....	19
	1.2.2 Critères de choix des VTR .....	20
	1.2.3 Tableau de synthèse des VTR retenues .....	21
	1.2.4 Choix des Traceurs de Risque .....	21

## TABLEAUX

Tableau 1 : Flux des principales substances émises par l'incendie des VHU .....	5
Tableau 2 : Détail de la spéciation chimique des métaux lourds. ....	6
Tableau 3 : Détails de la spéciation chimique des HAP .....	7
Tableau 4 : Choix des Traceurs de Risques .....	9
Tableau 5 : Dépôt maximal des principales substances émises par l'incendie des VHU .....	9
Tableau 6 : Dépôts recalculés des métaux lourds. ....	10
Tableau 7 : Dépôts recalculés des HAP .....	10
Tableau 8 : Description des scénarios d'exposition retenus .....	11
Tableau 9 : Doses moyennes d'exposition en µg/kg/j pour les effets à seuil .....	12
Tableau 10 : Doses moyennes d'exposition en µg/kg/j pour les effets sans seuil pour les récepteurs les plus impactés .....	12
Tableau 11 : Synthèse des organes cibles critiques (ingestion) .....	13
Tableau 12 : Quotients de danger par substance – Voie ingestion .....	13
Tableau 13 : Excès de risque individuel .....	14
Tableau 14 : Dépôt limite à atteindre pour considérer qu'il y a un risque individuel. ....	15

## ANNEXES

Annexe 1. Méthodologie EQRS

Annexe 2. Hypothèses et détails des calculs des doses d'exposition

Annexe 3. Méthodologie des calculs de risques

## 1. Introduction

Un incendie est survenu le Mercredi 15 Avril 2020 entre 11h25 et 16h30 sur le site GDE – Groupe ECORE de Limay (78). 2 stocks de Véhicules Hors d'Usage (VHU) dépollués, pré-broyés, ont été pris dans l'incendie.

La société SOCOTEC a réalisé le diagnostic initial de l'impact environnemental et sanitaire du sinistre, comportant entre autres la modélisation post-accidentelle de l'incendie, la modélisation de la dispersion atmosphérique des principales familles de substances émises, la caractérisation de l'environnement et des enjeux à protéger.

La Direction Régionale et Interdépartementale de l'Environnement et de l'Energie (DRIEE), souhaitant compléter l'étude initiale, GME a demandé à BURGEAP de réaliser une analyse de risques dues à l'ingestion des substances émises et déposées par l'incendie aux alentours du site. Cette analyse fait l'objet de ce présent rapport.

Elle se base sur :

- L'étude d'impact initial de SOCOTEC – Affaire 2004-E14Q2-2007 ;
- La circulaire du 9 Août 2013 relative à la démarche de prévention et de gestion des risques sanitaires des installations classées soumises à autorisation ;
- Le guide de l'INERIS « Evaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires – Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées d'août 2013 » ;
- Le rapport 2013 de l'ADEME du projet EMBRUVÉ pour l'amélioration de la connaissance des émissions atmosphériques liées au brûlage de véhicules.

## 2. Spéciation des substances émises

Deux stocks de 400 tonnes chacun de VHU (hors carburants, huile, liquide, réservoirs, parechocs, et pneumatiques) ont été pris dans l'incendie.

Les flux massiques d'émissions des principales substances (Hydrocarbures Aromatiques MonoCycliques et Polycycliques (HAM et HAP), PM10, Métaux Lourds, Polychlorobiphényles (PCB), et dioxines (PCDD/Fs)) ont été calculés par SOCOTEC à partir des produits présents lors de l'incendie et des caractéristiques thermocinétiques de celui-ci. Ils sont présentés dans le tableau ci-après.

Tableau 1 : Flux des principales substances émises par l'incendie des VHU.

Substance	Flux (kg/h)
HAM	516
PM10	2 400
Métaux Lourds	716
HAP	1,42
PCB	0,00597
PCDD/F	0,0000144

Source : SOCOTEC

Pour les polluants atmosphériques restant à l'état gazeux, les effets pertinents correspondent à des expositions par voie respiratoire.

Pour les polluants atmosphériques particulaires, l'exposition par inhalation est considérée lorsque les particules sont « inhalables », c'est-à-dire que le diamètre des polluants particulaires est inférieur à 10 µm.

L'incendie étant aujourd'hui éteint, cette voie d'exposition n'est plus aujourd'hui une voie d'exposition à considérer.

L'exposition par ingestion peut être considérée dans le cadre d'émissions atmosphériques de substances particulaires, à travers le dépôt des particules au sol, et la contamination potentielle de la chaîne alimentaire.

Dans la suite de cette étude, les HAM et les PM10 seront écartés de l'étude puisqu'ils ne génèrent pas de risque par ingestion.

Afin de mener l'étude de risque sanitaire, il convient d'obtenir la spéciation chimique des HAP et des métaux lourds. Dans le cadre du présent rapport, cette spéciation a été réalisée sur la base des facteurs d'émissions (EF) empiriques du brûlage d'une voiture récente (2008 – 2013) vidée de son carburant et de sa batterie mais pas de ses pneumatiques ni de son parechoc<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> « Véhicule C » - ADEME, (2013), Amélioration de la connaissance des émissions atmosphériques liées aux brûlages de véhicules. Contribution de cette source à l'inventaire national d'émissions.

La spéciation des flux est précisée dans les tableaux ci-après.

Tableau 2 : Détail de la spéciation chimique des métaux lourds.

Substance	Ref. ADEME (mg/kg voiture brûlée)	Répartition (%)	Spéciation Recalculée (kg/h)
Hg	0.04	0.001	0.01
As	0.17	0.005	0.04
Cd	1.13	0.035	0.25
Co	0.5	0.015	0.11
Cr Total <sup>2</sup>	21.6	0.66	4.75
Cr VI (10 % Cr Total)			0.47
Cr III (90 % Cr Total)			4.27
Cu	73.1	2.24	16.07
Mn	2.2	0.068	0.48
Ni	4.2	0.13	0.92
P	54.2	1.66	11.91
Pb	20.4	0.62	4.48
Sb	153	4.70	33.63
Se	0.15	0.0046	0.03
Sn	38.5	1.18	8.46
Te	1.9	0.058	0.42
Tl	0.75	0.0230	0.16
V	0.33	0.0101	0.07
Zn	2885	88.6	634.19
Somme des métaux			716

<sup>2</sup> La spéciation du chrome total en chrome VI et chrome III est basée sur le Guide ASTEE (2003) pour l'évaluation du risque sanitaire dans l'étude d'impact d'une UIOM dans lequel le ratio Cr VI/ Cr Total est compris entre 0.007 et 0.1. La valeur majorante de 0.1 a été retenue.

Tableau 3 : Détails de la spéciation chimique des HAP

Substance	Ref. ADEME ( $\mu$ /kg voiture brûlée)	Répartition (%)	Spéciation Recalculée (kg/h)	Spéciation recalculée avec FET pour HAP (kg/h) <sup>3</sup>
Naphtalène	11513	17.9	0.25	2.5E-04
Acénaphthylène	9503	14.8	0.21	2.1E-04
Acénaphène	323	0.50	0.01	7.1E-06
Fluorène	3198	5.0	0.07	7.1E-05
Phénanthrène	1051	1.6	0.02	2.3E-05
Anthracène	1553	2.4	0.03	3.4E-04
Pyrène	6570	10.2	0.15	1.5E-04
Chrysène	3655	5.7	0.08	8.1E-04
Fluoranthène	7894	12.3	0.17	1.7E-04
B(a)A	2540	4.0	0.06	5.6E-03
B(b)F	6433	10	0.14	1.4E-02
B(k)F	1901	3.0	0.04	4.2E-03
B(a)P	1051	1.6	0.02	2.3E-02
In(1,2,3,c,d)P	3956	6.2	0.09	8.7E-03
D(a,h)A	482	0.7	0.01	1.1E-02
B(g,h,i)P	2714	4.2	0.06	6.0E-04
$\Sigma$ HAP (eq B(a)P)			1.42	0.0692

<sup>3</sup> FET – Facteur Equivalent Toxiques. Chaque flux de HAP est multiplié par son FET qui tient compte de la toxicité du composé par rapport à un HAP de référence (le Benzo(a)Pyrène). Les FET retenus sont 0.001 (Naphtalène, Acénaphthylène, Acénaphène, Fluorène, Phénanthrène, Pyrène, Fluoranthène), 0.01 (Anthracène, Chrysène, B(g,h,i)P), 0.1 (B(a)P, B(b)F, B(k)F, In(1,2,3,c,d)P), 1 (B(a)P).

### 3. Evaluation quantitative des risques sanitaires

L'Évaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS) est une démarche visant à décrire et quantifier les risques sanitaires consécutifs à l'exposition de personnes à des substances toxiques. Elle s'applique à l'analyse des effets potentiels liés à la toxicité des substances chimiques émises par les ICPE dans leur environnement. Elle est décrite dans le guide méthodologique de l'INERIS (2003) reprise dans la version de 2013) intitulé « Substances chimiques – évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des installations classées ».

Les 4 étapes fondamentales de l'évaluation quantitative des risques sanitaires ont été identifiées par le National Research Council (NRC) en 1983 :

- L'identification des dangers
- L'évaluation des relations dose-réponse
- L'évaluation de l'exposition
- La caractérisation du risque

La méthodologie détaillée est disponible en annexe de ce rapport.

#### 3.1.1 Choix des Traceurs de Risques

Un nombre limité de substance a été considéré pour le calcul de risque. Ces substances sont dites « Traceurs de Risques ». La méthodologie dans le choix de ces traceurs est détaillée en Annexe. Brièvement on aura considéré les substances cancérigènes à l'ingestion et/ou les substances dont le % du Ratio Brut Max (Flux/VTRing) est supérieur à 1%. Toute substance présentant des effets cancérigènes par ingestion est automatique conservée comme traceur de risque.

Le choix de traceur est précisé dans le tableau ci-après.



Tableau 4 : Choix des Traceurs de Risques

Substance	VTR Ingestion à Seuil (mg/kg/j)	Ratio (Flux/VTR)	% Ratio Brut Max (PCDD/F)	Retenu
Hg	0.00057	1.5E+01	0.07	NON
As	0.00045	8.3E+01	0.40	OUI
Cd	0.00035	7.1E+02	3.45	OUI
Co	0.0016	6.9E+01	0.33	NON
Cr Total	ND			
Cr VI (10 % Cr Total)	0.0009	5.3E+02	2.56	OUI
Cr III (90 % Cr Total)	0.3	1.4E+01	0.07	NON
Cu	0.5	3.2E+01	0.16	NON
Mn	0.055	8.8E+00	0.04	NON
Ni	0.0028	3.3E+02	1.60	OUI
P	ND			
Pb	0.00063	7.1E+03	34.60	OUI
Sb	0.006	5.6E+03	27.25	OUI
Se	0.005	6.6E+00	0.03	NON
Sn	ND			
Te	ND			
Tl	ND			
V	ND			
Zn	0.3	2.1E+03	10.28	OUI
B(a)P	0.0003	7.7E+01	0.38	NON
Σ HAP (eq B(a)P)	0.0003	2.3E+02	1.12	OUI
PCB	1.00E-05	6.0E+02	2.90	OUI
PCDD/F	7.00E-10	2.1E+04	100.00	OUI

### 3.1.2 Caractérisation des dépôts au sol

SOCOTEC a modélisée la dispersion des flux par modèle gaussien a à l'aide du logiciel ARIA Impact. Les valeurs de dépôt maximale sont présentées dans le tableau ci-après.

Tableau 5 : Dépôt maximal des principales substances émises par l'incendie des VHU.

Substance	Dépôt max. (µg/m <sup>2</sup> /s)
Métaux Lourds	82.1
HAP	0.17
PCB	0.00094
PCDD/F	0.0000023

Source : SOCOTEC

Pour chacune des substances présentées en partie 2, une valeur de dépôt spécifique est recalculée à partir des flux de dépôts maximum par famille.

Tableau 6 : Dépôts recalculés des métaux lourds.

Substance	Contribution à la somme des Métaux (%)	Dépôt Recalculé ( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$ )
As	0.005	4.29E-03
Cd	0.035	2.85E-02
Cr VI (10 % Cr Total)	0.066	5.44E-02
Ni	0.13	1.06E-01
Pb	0.63	5.14E-01
Sb	4.70	3.86E+00
Zn	88.6	7.27E+01

Tableau 7 : Dépôts recalculés des HAP

Substance	Contribution à la somme des HAP (%)	Dépôt Recalculé sans FET ( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$ ) <sup>4</sup>	Dépôt Recalculé FET ( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$ ) <sup>5</sup>
Naphtalène	17.9	3.02E-02	3.02E-05
Acénaphthylène	14.8	2.49E-02	2.49E-05
Acénaphthène	0.5	8.46E-04	8.46E-07
Fluorène	5.0	8.38E-03	8.38E-06
Phénanthrène	1.6	2.75E-03	2.75E-06
Anthracène	2.4	4.07E-03	4.07E-05
Pyrène	10.2	1.72E-02	1.72E-05
Chrysène	5.7	9.57E-03	9.57E-05
Fluoranthène	12.3	2.07E-02	2.07E-05
B(a)A	3.9	6.65E-03	6.65E-04
B(b)F	10.0	1.68E-02	1.68E-03
B(k)F	3.0	4.98E-03	4.98E-04
B(a)P	1.6	2.75E-03	2.75E-03
In(1,2,3,c,d)P	6.1	1.04E-02	1.04E-03
D(a,h)A	0.7	1.26E-03	1.26E-03
B(g,h,i)	4.2	7.11E-03	7.11E-05
$\Sigma$ HAP (FET)	100	1.69E-01	8.21E-03

<sup>4</sup> Le dépôt recalculé des HAP est établi à partir des valeurs de flux de la spéciation corrigé du FET.

<sup>5</sup> Le dépôt recalculé des HAP est établi à partir des valeurs de flux de la spéciation corrigé du FET.

### 3.1.3 Description des scénarios d'exposition

Les scénarios d'exposition ne pouvant être décrits pour chaque individu, il s'agit ici de construire des scénarios caractérisant de façon simplifiée l'exposition des populations concernées et identifiées dans le schéma conceptuel. Les caractéristiques spécifiques des différents scénarios d'exposition sont présentées ci-après :

Tableau 8 : Description des scénarios d'exposition retenus

Récepteur	Cible	Emplacement	Temps de présence	Voies d'exposition par ingestion	Durée d'exposition	Période d'Exposition de la matrice Environnementale à l'incendie
Riverain	Adulte Enfant Vie entière	Domicile	100% domicile	Sol, Végétaux Racinaires, Végétaux Feuillus, Œuf, Viande de Volaille	Adulte : 10 ans Enfant : 10 ans Vie entière : 24 ans vie adulte et 6 ans vie enfant	5h

L'ensemble des hypothèses retenues est reporté en Annexe.

Notons que :

- Les riverains de la zone sont susceptibles de posséder un potager d'où la nécessité de prendre en compte l'ingestion de végétaux ;
- Au regard des dioxines, considérant que les riverains de la zone d'impact sont susceptibles de posséder une ou plusieurs poules, mais qu'aucun élevage n'a en revanche été identifié dans la zone, seule l'ingestion du composé par la consommation des œufs et de la viande de volaille a été pris en compte ;
- La période d'exposition considérée de la matrice environnementale est de 5 heures (durée de l'incendie) ;
- Considérant que le temps de demi-vie de la 2,3,7,8-Tétrachlorodibenzo-p-dioxine est de moins de 3 ans en surface du sol, et 10 ans en profondeur<sup>6</sup>, la durée d'exposition des scénarios adultes et enfants a été fixée à 10.

### 3.1.1 Calcul des doses d'exposition

Le détail des calculs est disponible en Annexe.

Le tableau ci-après indique les concentrations moyennes d'exposition par ingestion.

<sup>6</sup> Fiche de Données Toxicologiques et Environnementales des substances chimiques – Dioxines, 2006

Tableau 9 : Doses moyennes d'exposition en  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$  pour les effets à seuil

Polluants	DJE ingestion (mg/kg/j)	
	Adulte	Enfant
Cd	2.77E-08	1.96E-07
Cr VI	5.06E-08	3.68E-07
Ni	9.86E-08	7.16E-07
Pb	4.80E-07	3.48E-06
Sb	3.64E-06	2.62E-05
Zn	8.48E-05	5.38E-04
benzo(a)pyrene	7.76E-09	5.58E-08
dioxines	4.89E-11	1.02E-10
PCB (somme des 7 congénères)	8.75E-10	6.37E-09
As	3.99E-09	2.90E-08

 Tableau 10 : Doses moyennes d'exposition en  $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$  pour les effets sans seuil pour les récepteurs les plus impactés

Polluants	DJE ingestion (mg/kg/j)		
	Adulte	Enfant	Vie entière
Cr VI	7.23E-09	5.26E-08	4.89E-08
Pb	6.85E-08	4.97E-07	4.63E-07
benzo(a)pyrene	1.11E-09	7.98E-09	7.44E-09
As	5.70E-10	4.15E-09	3.86E-09

### 3.2 Caractérisation des risques sanitaires

L'évaluation du risque concerne la voie d'exposition par ingestion et concerne l'ensemble des substances « traceur de risque » pour lesquelles on considèrera ici l'additivité des risques.

L'évaluation quantitative des risques sanitaires aboutit au calcul d'indicateurs de risque exprimant quantitativement les risques potentiels encourus par les populations du fait de la contamination des milieux d'exposition :

- quotients de danger (QD) pour les effets à seuil ;
- excès de risque individuels (ERI) pour les effets sans seuil.

La méthodologie du calcul est détaillée en Annexe.

### 3.2.1 Caractérisation des risques pour les effets à seuil

Le tableau suivant présente les principaux organes cibles critiques liés aux traceurs de risque retenus :

Tableau 11 : Synthèse des organes cibles critiques (ingestion)

Organes cibles	Substances
Système sanguin	Zn
Système immunitaire	dioxines, PCB (somme des 7 congénères)
Effets reprotoxiques/Effets sur le développement	Ni, benzo(a)pyrene, dioxines
Système hépatique	Cr III, PCB (somme des 7 congénères)
Système rénal	Pb
Système digestif	Cr VI
Système cutané	As
système osseux	Cd
système général (poids)	Sb

Le tableau suivant présente les quotients de danger, ainsi que le quotient de danger sommé et sa valeur repère.

Tableau 12 : Quotients de danger par substance – Voie ingestion

Polluants	VTR (mg/kg)	QDi	
		Adulte	Enfant
Cd	0.00035	< 0,001	< 0,001
Cr VI	0.0009	< 0,001	< 0,001
Ni	0.0028	< 0,001	< 0,001
Pb	0.00063	< 0,001	0.005
Sb	0.006	< 0,001	0.004
Zn	0.3	< 0,001	0.002
Benzo(a)pyrene	0.0003	< 0,001	< 0,001
Dioxines	7E-10	0,07	0.15
PCB (somme des 7 congénères)	0.00001	< 0,001	< 0,001
As	0.00045	< 0,001	< 0,001
	<b>Valeur Repère</b>		
QD Système sanguin	1	< 0,001	0.002
QD Système immunitaire	1	6.99E-02	0.15
QD Effets reprotoxiques/Effets sur le développement	1	6.99E-02	0.15
QD Système hépatique	1	< 0,001	< 0,001
QD Système rénal	1	< 0,001	0.006
QD Système digestif	1	< 0,001	< 0,001
QD Système cutané	1	< 0,001	< 0,001
QD système osseux	1	< 0,001	< 0,001
QD système général (poids)	1	< 0,001	0.004
<b>QDsomme</b>	<b>1</b>	<b>0.07</b>	<b>0.16</b>

D'après les résultats présentés dans ce tableau, le Quotient de Danger sommé est très inférieur à la valeur repère de 1. Les dioxines sont les polluants déterminants du risque (à hauteur de 90 %) pour la voie ingestion.

Par conséquent, le risque sanitaire chronique induit par le site pour les effets à seuil et liés à l'ingestion des substances atmosphériques émises par l'incendie survenu sur le site est faible et non-significatif au niveau des populations les plus exposées.

### 3.2.2 Caractérisation des effets sans seuil

Le tableau suivant présente les excès de risque individuel, ainsi que l'ERI sommé pour la voie ingestion :

Tableau 13 : Excès de risque individuel

Polluants	VTR (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	Excès de risque individuel	
		Adulte	Enfant
Cr VI	5.00E-01	3.61E-09	2.63E-08
Pb	8.50E-03	5.82E-10	4.23E-09
Benzo(a)pyrene	1.00E+00	1.11E-09	7.98E-09
As	1.50E+00	8.55E-10	6.22E-09
	<b>Valeur Repère</b>		
ERli sommé	<b>10<sup>-5</sup></b>	6.16E-09	4.47E-08

D'après les résultats présentés dans ce tableau, l'excès de risque individuel sommé est inférieur à la valeur repère de 10<sup>-5</sup>. Le benzo(a)pyrène et le Cr VI sont contributeurs à hauteur de 18% et 59% à l'ERI sommé pour la voie ingestion.

Par conséquent, le risque sanitaire chronique cancérigène lié à l'ingestion des substances atmosphériques émises par l'incendie survenu sur le site est faible et non significatif au niveau des populations les plus exposées.

### 3.2.3 Facteur Limite

Afin de vérifier la marge de sécurité par rapport aux émissions estimées, nous avons calculé les émissions conduisant à un QD de 1 correspondant à la valeur repère à ne pas dépasser.

Selon les résultats présentés ci-dessous, un flux à l'émission 6 fois plus important que celui initialement estimé pour l'ensemble des traceurs de risques conduirait à un flux de dépôt également 6 fois supérieur et rapprocherait la valeur du QD sommée de 1 (valeur repère à ne pas dépasser). Ces valeurs limites permettent également d'obtenir un ERI se rapprochant de 10<sup>-5</sup>.

Tableau 14 : Dépôt limite à atteindre pour considérer qu'il y a un risque individuel.

Polluants	Flux à l'émission estimés (kg/h)	Dépôt max. modélisé ( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$ )	Dépôt Limite ( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$ )	Emissions Limites (kg/h)
Cd	0,25	2.85E-02	1.71E-01	1.49
Cr VI	0,47	5.44E-02	3.27E-01	2.85
Ni	0,92	1.06E-01	6.35E-01	5.54
Pb	4,48	5.14E-01	3.09E+00	26.91
Sb	33,63	3.86E+00	2.31E+01	201.80
Zn	634,19	7.27E+01	4.36E+02	3805.13
benzo(a)pyrene	2,3E-02	8.21E-03	4.93E-02	0.07
Dioxines	0,0000144	2.28E-06	1.37E-05	0.0000864
PCB (somme des 7 congénères)	0,00597	9.43E-04	5.66E-03	0.036
As	0,04	4.29E-03	2.57E-02	0.22

## 4. Conclusion

En complément de l'étude d'impact sanitaire initiale réalisée par SOCOTEC à la suite de l'incendie survenu le Mercredi 15 Avril 2020 entre 11h25 et 16h30 sur le site GDE – Groupe ECORE de Limay (78), BURGEAP a réalisé une étude des risques liés à l'ingestion des substances émises lors de l'incident.

### Spéciation des émissions

La spéciation des flux de HAP et de métaux lourds calculés par SOCOTEC a été déterminée d'après les facteurs d'émissions mesurés lors du brûlage d'un véhicule vidé de son carburant et de sa batterie, et issue d'une étude de l'ADEME.

### Conceptualisation de l'exposition

La prise en compte de l'environnement du site, des caractéristiques de l'incendie et des composés émis ont permis de conceptualiser l'exposition et de retenir :

- L'exposition :
  - Par ingestion de sol et de végétaux impactés par des substances particulières déposées au sol pendant une durée de 5 h (durée de l'incendie) ;
  - Pour une durée d'exposition des populations de 10 ans ;
  - Par ingestion de denrées animales impactées par l'émission de dioxines (œufs et la viande de volailles).
- Les substances d'intérêt suivantes :
  - Les métaux : Plomb, Cadmium, Chrome VI, Nickel, Antimoine, Zinc, et l'Arsenic ;
  - Les HAP ;
  - Les dioxines ;
  - Les PCB.

### Evaluation du risque sanitaire

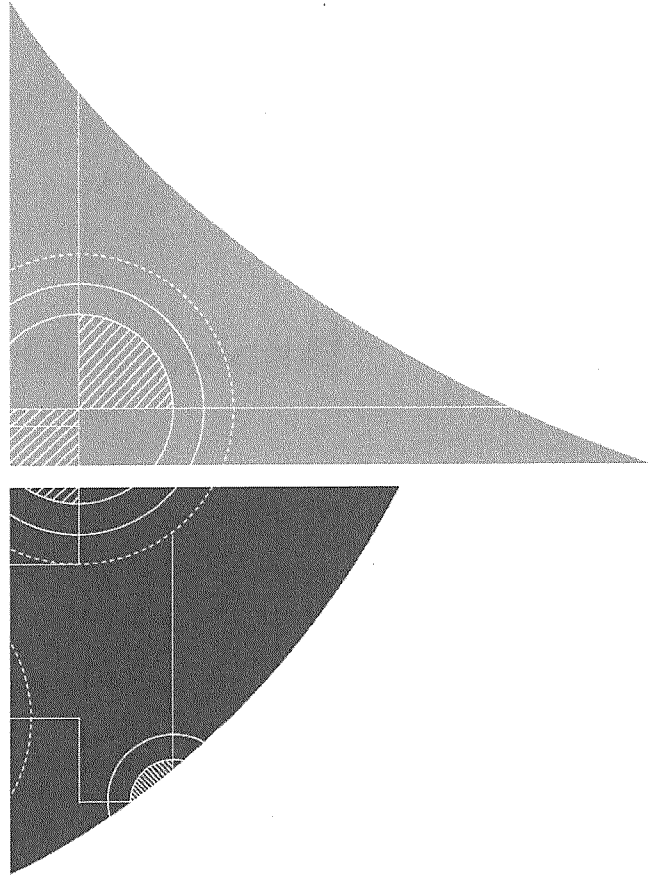
L'évaluation des risques sanitaires a été réalisée sur la base d'une modélisation de la dispersion des émissions du site réalisée par SOCOTEC à l'aide d'un modèle gaussien (ARIA Impac).

A partir des valeurs de dépôts max modélisés, les doses d'exposition ont pu être estimées.

Sur ces bases, le risque sanitaire dû à l'incendie tant pour les effets à seuil que sans seuil est **non significatif pour une exposition par ingestion**.



# ANNEXES



# Annexe 1. Méthodologie EQRS

Cette annexe contient 4 pages

## 1. Evaluation quantitative des risques sanitaires

L'Évaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS) est une démarche visant à décrire et quantifier les risques sanitaires consécutifs à l'exposition de personnes à des substances toxiques. Elle s'applique à l'analyse des effets potentiels liés à la toxicité des substances chimiques émises par les ICPE dans leur environnement. Elle est décrite dans le guide méthodologique de l'INERIS (2003) reprise dans la version de 2013) intitulé « Substances chimiques – évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des installations classées ».

Les 4 étapes fondamentales de l'évaluation quantitative des risques sanitaires ont été identifiées par le National Research Council (NRC) en 1983 :

- L'identification des dangers
- L'évaluation des relations dose-réponse
- L'évaluation de l'exposition
- La caractérisation du risque

### 1.1 Identification des dangers

En termes sanitaires, un danger désigne tout effet toxique, c'est-à-dire un dysfonctionnement cellulaire ou organique lié à l'interaction entre un organisme vivant et un agent chimique, physique ou biologique. La toxicité d'un composé dépend de la durée et de la voie d'exposition de l'organisme humain. Différents effets toxiques peuvent être considérés.

Pour l'ensemble des substances identifiées lors de la phase précédente, les effets toxiques ont été collectés et notamment les effets cancérigènes (apparition de tumeurs), les effets mutagènes (altération du patrimoine génétique) ainsi que les effets sur la reproduction (reprotoxicité).

En ce qui concerne le potentiel cancérigène, différents organismes internationaux (l'OMS, l'Union Européenne et l'US-EPA) distinguent différentes catégories ou classes. Seule la classification de l'Union Européenne a un caractère réglementaire. C'est également la seule qui classe les substances chimiques quant à leur caractère mutagène et reprotoxique.

Tous les modes d'exposition ont été traités en effets chroniques, correspondant à de longues durées d'exposition (supérieures à 7 ans pour l'US-EPA et supérieures à 1 an pour l'ATSDR).

### 1.2 Relation dose-réponse

#### 1.2.1 Les valeurs toxicologiques de référence : VTR

La dose est la quantité d'agent dangereux mise en contact avec un organisme vivant. Elle s'exprime généralement en milligramme par kilo de poids corporel et par jour (mg/kg/j). Dans le cas de l'exposition par inhalation, la concentration s'exprime généralement en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

L'évaluation quantitative de la relation entre la dose (ou la concentration) et l'incidence de l'effet néfaste permet d'élaborer la Valeur Toxicologique de Référence (VTR). Des VTR sont établies par diverses instances internationales ou nationales à partir de l'analyse des données toxicologiques expérimentales chez l'animal et/ou des données épidémiologiques. Ces VTR sont une appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques établissant une relation quantitative entre une dose et un effet (toxiques à seuil de dose) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxiques sans seuil de dose).

Selon les mécanismes toxicologiques en jeu, deux grands types d'effets toxiques peuvent être distingués :

- Les **effets à seuil** pour lesquels il existe un seuil d'exposition en dessous duquel l'effet néfaste n'est pas susceptible de se manifester. Il s'agit des effets toxiques non cancérigènes et des effets cancérigènes non génotoxiques.

- Les **effets sans seuil** (essentiellement les effets cancérigènes génotoxiques) pour lesquels il est difficile scientifiquement de définir de façon fiable un niveau d'exposition sans risque. La probabilité de survenue de l'effet néfaste croît avec l'augmentation de la dose.

Une même substance peut produire ces deux types d'effets.

Les VTR pour les **effets à seuil** sont exprimées en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'inhalation, avec des dénominations variables selon les pays et les organismes, les principales dénominations sont reprises ci-après :

- DJT (dose journalière tolérable - France)
- RfD (Reference Dose - US-EPA)
- RfC (Reference Concentration - US-EPA)
- ADI (Acceptable Daily Intake - US-EPA)
- MRL (Minimum Risk Level - ATSDR)
- REL (Reference Exposure Level - OEHHA)
- TDI (Tolerable Daily Intake - RIVM)
- CAA (Concentration dans l'Air Admissible - OMS)
- VTR : En France, la dénomination retenue par l'ANSES pour l'ensemble de ses valeurs est la dénomination générique « VTR » (Valeur Toxicologique de Référence).

Les **effets sans seuil de dose** sont exprimés au travers d'un indice représentant un excès de risque unitaire (ERU) qui traduit la relation entre le niveau d'exposition chez l'homme et la probabilité de développer l'effet. Les ERU sont définis à partir d'études épidémiologiques ou animales. Les niveaux d'exposition appliqués à l'animal sont convertis en niveaux d'exposition équivalents pour l'homme.

Cet ERU représente la probabilité supplémentaire de survenue de l'effet néfaste pour une exposition vie entière à une unité de dose donnée par rapport à une population non exposée. La dénomination proposée la plus classique est la suivante :

- L'excès de risque unitaire par inhalation : ERUi en  $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ .
- L'excès de risque unitaire par ingestion : ERUo en  $(\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$ .

Pour chacune des substances, il est systématiquement pris en compte les effets à seuil et les effets sans seuil (cancérigènes), lorsqu'ils existent.

## 1.2.2 Critères de choix des VTR

La note d'information N° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact et de la gestion des sites et sols pollués est prise en compte pour la sélection des VTR.

- En l'absence de VTR établie par l'ANSES, en application de la note DGS/DGPR précitée, pour chaque substance, les différentes VTR actuellement disponibles seront recherchées de façon à discuter le choix réalisé sur les critères suivants :
- Les valeurs issues d'études chez l'homme par rapport à des valeurs dérivées à partir d'études sur les animaux. Par ailleurs, la qualité de l'étude pivot sera également prise en compte (protocole, taille de l'échantillon, ...);
  - Les modes de calcul (degré de transparence dans l'établissement de la VTR) et les facteurs de sécurité appliqués constitueront également un critère de choix ;
  - Les valeurs issues d'organismes reconnus (européens ou autres).
- Ainsi, en l'absence d'expertise nationale ou de VTR proposée par l'Anses, la VTR sera retenue selon l'ordre de priorité défini par la circulaire DGS/DGPR du 31/10/2014 à savoir :
  - La VTR la plus récente parmi les trois bases de données : US-EPA, ATSDR ou OMS sauf s'il est fait mention par l'organisme de référence que la VTR n'est pas basée sur l'effet survenant à la plus faible dose et jugé pertinent pour la population visée ;

- Puis, si aucune VTR n'était retrouvée dans les 4 bases de données (Anses, US-EPA, ATSDR et OMS), la VTR la plus récente proposée par Santé Canada, RIVM, l'OEHHA ou l'EFSA.

### 1.2.3 Tableau de synthèse des VTR retenues

Les tableaux suivants regroupent les VTR associées à chaque composé, retenus pour l'étude avec le type, la cible, le facteur de risque, l'origine et la date de publication, pour les expositions par inhalation et par ingestion.

#### Synthèse des VTR retenues pour l'exposition par ingestion

Substance	Effet	Cible	Valeur	Source
Arsenic	Sans seuil	Système cutané	ERUo = 1,5 (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	USEPA - 1998
	A seuil		RfD = 0,00045 mg/kg/j	Fobig 2009 retenu par INERIS, 2010
Cadmium	A seuil	Système rénal	DHT = 2,5 µg/kg soit 3,5.10 <sup>-4</sup> mg/kg/j	EFSA -2011
Chrome VI	A seuil	Système digestif	MRL = 9.10 <sup>-4</sup> mg/kg/j	ATSDR -2012
	Sans seuil	Carcinomes de l'estomac	ERUo= 0,42 (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	OEHHA -2002
Nickel	A seuil	Diminution poids organes	RfD = 2,8.10 <sup>-3</sup> mg/kg/j	EFSA, 2015 retenu par Anses, 2018
Plomb	Sans seuil	Tumeurs rénales	ERUo =8,5 10 <sup>-3</sup> (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	OEHHA -2002
	A seuil	Effets rénaux	Plombémie = 15 µg/l soit une DJT de 0,63 µg/kg/j	ANSES -2013
Antimoine	A seuil	Système général	DJT = 0,006 mg/kg/j	OMS - 2003
B(a)P	Sans seuil	Effets reprotoxiques/Effets sur le développement	ERUo = 1,0 (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	USEPA - 2017
	A seuil		RfD = 0,0003 mg/kg/j	
Dioxines / Furannes	A seuil	Effets reprotoxiques/Effets sur le développement	RfD = 7,0.10 <sup>-10</sup> mg/kg/j	USEPA - 1994
PCB	A seuil	Système Immunitaire / Hépatique	DJT = 1,0.10 <sup>-5</sup> mg/kg/j	AFSSA - 2007

### 1.2.4 Choix des Traceurs de Risque

Lors de l'émission d'un mélange de composés chimiques à l'atmosphère, il est possible d'effectuer une sélection d'un nombre limité de substances et de réaliser l'évaluation quantitative du risque sanitaire sur ces substances choisies. La philosophie de la démarche implique donc un choix de « traceurs du risque sanitaire » parmi la liste, la plus complète possible, des substances émises. La prise en compte de ces traceurs et non de la liste complète de substance permet toutefois de conclure quant à l'acceptabilité ou non des risques. On entend par polluants « traceurs de risque » les substances qui font l'objet d'une évaluation quantitative de l'exposition et du risque (INERIS, Guide méthodologique pour l'évaluation du risque sanitaire, 2003).

Les critères les plus importants sont :

- les quantités émises à l'atmosphère,
- la toxicité des composés et notamment le caractère cancérigène.

Les autres critères à prendre en compte sont :

- l'existence de valeur VTR<sup>7</sup>,
- l'existence de voies de contamination pertinentes,
- la spécificité du produit par rapport à l'activité du site.

Afin de déterminer parmi les substances, celles que nous considérons comme traceurs de risque, un choix de VTR est effectué en accord avec la note d'information N° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014.

Ensuite, le choix de « traceur du risque » est réalisé en comparant les substances entre elles. Pour cela, nous avons tenu compte à la fois des quantités émises (en flux annuel) et de la toxicité des composés.

Les classements suivants peuvent être réalisés (par substance) sur la base de l'équation suivante:

$$\text{Ratio brut} = \frac{\text{Flux annuel}}{\text{VTR à seuil}}$$

On retiendra, par voie d'exposition, toutes les substances dont le ratio est > 1% du ratio max pour les substances à seuil, conformément aux indications du guide INERIS (Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires – 2013) et aux pratiques en vigueur à l'heure actuelle en France (i.e. note du Pole ERS N°05-6 de la direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales des Bouches du Rhône et Circulaire interministérielle DGS/SD 7 B no 2005-273 du 25 février 2005 relative à la prise en compte des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact des infrastructures routières).

Tandis que pour les effets « sans seuil », les substances ayant une VTR ou étant considérées comme cancérigènes sont systématiquement retenues.

Dans le cadre de l'exposition par ingestion, l'ingestion de sol superficiel est très souvent le "déterminant du risque". La contamination des sols superficiels ne faisant pas intervenir de critère de transfert propre à chaque substance, la méthode des ratios peut également s'appliquer à cette voie d'exposition.

<sup>7</sup> VTR : Valeur Toxicologique de Référence

## **Annexe 2. Hypothèses et détails des calculs des doses d'exposition**

Cette annexe contient 8 page

### Ingestion de sols et poussières

Afin de déterminer les concentrations dans les sols, BURGEAP a fait le choix de ne pas utiliser de logiciels commerciaux du type RBCA, HESP, RISC ou Caltox pour deux raisons présentées ci-après, raisons basées sur les études de l'INERIS (téléchargeables sur internet : « les modèles multimédias pour l'évaluation des expositions liées aux émissions atmosphériques des installations classées - 20/12/2001 » et « étude d'intercomparaison de modèles multimédia d'exposition - 18/12/2003 »):

- ces « logiciels couramment utilisés pour l'évaluation des risques liés aux sols pollués sont mal adaptés à la problématique des émissions atmosphériques »,
- « un utilisateur ne peut pas se contenter d'entrer des données dans une boîte noire. Un tel comportement conduit nécessairement à une interprétation erronée du résultat obtenu ».

Comme recommandé par le rapport INERIS, BURGEAP a développé son propre module de calcul basé sur les équations des « seuls outils de modélisation aujourd'hui disponibles qui ont été conçus pour évaluer les risques liés aux émissions atmosphériques des installations industrielles [...] ». Le code de calcul de BURGEAP a été développé sous Excel qui est un outil simple mais suffisant d'après l'INERIS et qui présente les avantages suivants :

- parfaite maîtrise des équations et des paramètres pris en compte,
- possibilité de variabilité spatiale des données, notamment prise en compte d'un dépôt surfacique variable en fonction des coordonnées géographiques (ce qui ne peut pas être pris en compte par exemple par Caltox),
- possibilité d'interfaçage aisé du modèle avec les cartes de dépôts sous SIG afin d'éditer des cartes de concentrations modélisées que ce soit dans les sols ou dans les végétaux.

Les calculs de concentration dans les sols et les légumes utiliseront donc cet outil, basé sur les pratiques en vigueur (notamment US-EPA 1998).

### Ingestion de sols et poussières

Le calcul de la dose a été réalisé avec l'équation générique suivante (guide EDR MEDD/BRGM/INERIS, 2000) :

$$DJE_{i,s} = \frac{C_{i,s} * Q_{sol} * T * F}{P * T_m}$$

avec : DJE<sub>i,s</sub> : dose journalière du composé i liée à l'ingestion de sols (en mg/kg/j)  
 C<sub>i,s</sub> : concentration du composé i dans les sols (mg/kg)  
 Q<sub>sol</sub> : taux d'ingestion de sols (kg/j)  
 T : durée d'exposition (années)  
 F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an),  
 P : poids corporel de la cible (kg)  
 T<sub>m</sub> : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (T<sub>m</sub> = T pour les effets à seuil et T<sub>m</sub> = 70 ans pour les effets sans seuil)

Le choix de la valeur des paramètres d'exposition est explicité dans le présent rapport. Les quantités de sols et de poussières ingérées considérés sont argumentées ci-après.

Pour le taux d'ingestion de sols d'un enfant en extérieur, nous nous baserons sur les travaux de synthèse de l'INVS sur les variables humaines d'exposition (2012), basés pour ce paramètre sur l'étude de Stanek et al. (2001), qui donne un percentile 95 de **91 mg/jour**. Pour les adultes, aucune donnée n'étant disponible dans le document de l'INVS, nous retiendrons la valeur couramment utilisée dans des études françaises et d'autres pays de **50 mg/jour**. Ces données sont par ailleurs dans la fourchette des valeurs décrites dans la littérature : entre 0,6 et 480 mg/j chez l'adulte et entre 2 et 250 mg/j chez l'enfant (cité par KISSEL et al., 1998). La valeur



de 480 mg/jour correspond à la réalisation de travaux de jardinage (Hawley 1985), non considérés de manière particulière dans la présente étude.

Les valeurs retenues pour l'ingestion de sols et de poussières en extérieur sont donc de 91 mg/j pour un enfant en bas âge et 50 mg/j pour un adulte. Ces valeurs sont représentatives d'une journée d'activité en extérieur sans prise en compte d'un temps de présence sur la journée.

Ainsi, à ces taux d'ingestion de sols seront associées les fréquences d'exposition F1 (j/an) et non à des facteurs F2 (h/j) pour les adultes et enfants dans leurs jardins.

Le poids corporel moyen d'un adulte est fixé à 60 kg pour les adultes à partir de 17 ans (INSERM et OMS). Cette valeur est cohérente avec la moyenne présentée dans le document de synthèse de l'INVS sur les variables humaines d'exposition (2012) sur la base de l'enquête décennale santé 2002-2003 menée par l'INSEE, de 61 kg.

Pour les enfants d'âge inférieur ou égal à 6 ans, nous retiendrons la moyenne des valeurs issues de ce même document pour cette tranche d'âge, soit 15 kg.

A la différence des volumes respiratoires, le poids des cibles intervient dans les calculs des doses d'exposition et donc des risques sanitaires.

#### Concentration dans le sol de surface

Dans le cadre de dispersion des pollutions par voie atmosphérique, la concentration dans les sols est déterminée à partir des dépôts surfaciques obtenus par modélisation.

Le calcul de la concentration dans un sol de surface (1 cm) est, dans ce cas, réalisé avec l'équation générique suivante issue du modèle intégré CALTOX :

$$C_{i,s} = \left( \frac{\text{dépôt} \times T_{\text{sol}}}{d_{\text{sol}} \times p_{\text{dépôt}}} \right)$$

Avec :  $C_{i,s}$  : concentration du composé i dans les sols (mg/kg)

dépôt : dépôts totaux en moyenne annuelle issus de la modélisation de la dispersion atmosphérique (mg/m<sup>2</sup>/s)

$T_{\text{sol}}$  : Durée d'accumulation dans le sol superficiel - Valeur généralement utilisée : 10 ans. Par ailleurs, l'hypothèse que l'ensemble des dépôts va s'accumuler sans aucune perte (lixiviation, lessivage, érosion...) est posée.

$d_{\text{sol}}$  : densité moyenne du sol (kg/m<sup>3</sup>) – Valeur utilisée : 1700 kg/m<sup>3</sup>

$p_{\text{dépôt}}$  : profondeur du dépôt (m) – Valeur utilisée pour le sol : 1cm.

La durée d'accumulation dans les sols est prise égale à 5 heures pour les sols superficiels (durée de l'incendie). Aucune perte par lixiviation, lessivage ou érosion n'est considérée dans ce calcul de premier niveau d'approche. De même, nous ne considérons pas de phénomène de dégradation des substances. Des phénomènes tels que la volatilisation ou de photodégradation ne sont pas considérés. Ainsi, l'hypothèse que tout ce qui se dépose s'accumule dans le sol sans aucune perte est prise en compte, ce qui constitue une hypothèse majorante.

### Consommation de végétaux produits localement

Afin de déterminer les concentrations les aliments produits localement, BURGEAP a fait le choix de ne pas utiliser de logiciels commerciaux du type RBCA, HESP, RISC ou Caltox pour deux raisons présentées ci-après, raisons basées sur les études de l'INERIS (téléchargeables sur internet : « les modèles multimédia pour l'évaluation des expositions liées aux émissions atmosphériques des installations classées - 20/12/2001 » et « étude d'intercomparaison de modèles multimédia d'exposition - 18/12/2003 »):

- ces « logiciels couramment utilisés pour l'évaluation des risques liés aux sols pollués sont mal adaptés à la problématique des émissions atmosphériques »,
- « un utilisateur ne peut pas se contenter d'entrer des données dans une boîte noire. Un tel comportement conduit nécessairement à une interprétation erronée du résultat obtenu ».

Comme recommandé par le rapport INERIS, BURGEAP a développé son propre module de calcul basé sur les équations des « seuls outils de modélisation aujourd'hui disponibles qui ont été conçus pour évaluer les risques liés aux émissions atmosphériques des installations industrielles [...] ». Le code de calcul de BURGEAP a été développé sous Excel qui est un outil simple mais suffisant d'après l'INERIS et qui présente les avantages suivants :

- parfaite maîtrise des équations et des paramètres pris en compte,
- possibilité de variabilité spatiale des données, notamment prise en compte d'un dépôt surfacique variable en fonction des coordonnées géographiques (ce qui ne peut pas être pris en compte par exemple par Caltox),
- possibilité d'interfaçage aisé du modèle avec les cartes de dépôts sous SIG afin d'éditer des cartes de concentrations modélisées que ce soit dans les sols ou dans les végétaux.

Les calculs de concentration dans les sols et les légumes utiliseront donc cet outil, basé sur les pratiques en vigueur (notamment US-EPA 1998).

#### Ingestion de végétaux

La dose journalière d'exposition par ingestion de végétaux (DJE<sub>i</sub>) contenant un polluant *i* s'exprime par l'équation générique suivante :

$$DJE_{\text{végétaux},i} = \frac{C_{\text{vgt},i} \times Q_{\text{vgt}} \times f_{\text{vgt}} \times f_{a,\text{ing}} \times T \times F}{P \times T_m}$$

avec : C<sub>vgt,i</sub> : concentration moyenne du contaminant *i* dans les produits du jardin, en mg/kg de poids frais

Q<sub>vgt</sub> : consommation journalière de végétaux, en kg/j

f<sub>vgt</sub> : fraction de végétaux consommés produits sur le site

f<sub>a,ing</sub> : fraction de polluants ingérés qui sont absorbés

F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an),

P : poids corporel de la cible (kg)

T : durée d'exposition (années)

T<sub>m</sub> : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (T<sub>m</sub> = T pour les effets à seuil et T<sub>m</sub> = 70 ans pour les effets sans seuil)

Les paramètres suivants ont été considérés :

Le taux de consommation de légumes provenant du potager sur une année est variable. La base CIBLEX (juin 2003) donne une autarcie de la population pour la consommation de végétaux de 7.75 % pour les légumes feuilles et 6.99% pour les légumes racinaires (population non agricole).

Ne connaissant pas les végétaux cultivés à l'avenir aux alentours site (légumes-racines, légumes-feuilles, verger...), nous avons considéré un mélange de végétaux défini par la base de données CIBLEX pour des enfants et adultes vivant dans des communes comprenant entre 2 000 et 20 000 habitants dans le département des Yvelines (78). Les résultats sont repris dans le tableau suivant.

	Consommation totale		Autoconsommation prise en compte	
	légumes-feuilles (g/j)	légumes racines (g/j)	légumes-feuilles (%)	légumes racines (%)
<b>Enfants</b>	38.915	17.75	7.75	6.99
<b>Adultes</b>	42.145	27.575		

La fraction de polluant réellement ingéré a été prise égale à 100%.

Concentration dans le sol racinaire

Dans le cadre d'une étude de risque sanitaire d'une étude d'impact, la concentration dans les sols est déterminée soit par la mesure soit à partir des dépôts surfaciques obtenus par modélisation atmosphérique.

Le calcul de la concentration dans un sol racinaire a été réalisé avec l'équation générique suivante issue du modèle intégré CALTOX :

$$C_{vgt} = \left( \frac{dépôt \times T_{vég}}{d_{sol} \times p_{dépôt\_vég}} \right)$$

Avec :

- C<sub>vgt,i</sub> : concentration moyenne du contaminant i dans les produits du jardin, en mg/kg de poids frais
- Dépôt : dépôts totaux en moyenne annuelle issus de la modélisation de la dispersion atmosphérique (mg/m<sup>2</sup>/s)
- T<sub>vég</sub> : Durée d'accumulation dans les sols – Valeur généralement utilisée : 30 ans
- d<sub>sol</sub> : densité moyenne du sol (kg/m<sup>3</sup>) – Valeur utilisée : 1700 kg/m<sup>3</sup>
- p<sub>dépôt</sub> : profondeur du dépôt (m) - Valeur utilisée pour les végétaux : 30 cm

Les paramètres suivants ont été considérés :

La profondeur du dépôt dans le sol « racinaire » est prise égale à **30 cm** en référence aux recommandations de l'INERIS (INERIS DRC-04-45959-ERSA-RBn-n° 097/caltox3) : " Par défaut, la valeur définie dans CALTOX est de 0,887 m. Elle correspond à la moyenne californienne des profondeurs d'affleurement de la roche-mère ou du sol aggloméré moins l'épaisseur du sol superficiel. Dans la mesure où les différents compartiments environnementaux sont caractérisés sous CALTOX par une concentration uniforme, plus le volume d'un compartiment sera grand, plus le flux de polluant entrant dans ce compartiment se trouvera dilué et la concentration résultante sera faible. Par conséquent, il semble préférable pour des substances persistantes se déposant sur le sol après émission atmosphérique de définir une hauteur plus faible que celle définie par défaut. **Une hauteur de l'ordre de 30 cm, prise conventionnellement, pour représenter l'emprise des racines des cultures potagères, semble ainsi plus adaptée et plus protecteur.**

Concentration dans les végétaux

Les mécanismes de transfert sont complexes et les facteurs de bioconcentration (BCF) traduisant l'accumulation d'un composé dans une plante varient d'une plante à une autre en fonction des mécanismes de transferts (racines, feuilles, ...) et sont spécifiques de chaque composé.

Les BCF (en poids sec) peuvent être estimés à partir de mesures sur le site, de données de la littérature, ou en l'absence de mesures, calculés par des modèles plus ou moins simples. Généralement, en dehors des métaux et métalloïdes, ces BCF ne sont que peu disponibles dans la littérature.

Nous avons évalué le transfert du polluant du sol vers les plantes à partir des équations suivantes (réécrites par nos soins dans excel), en distinguant la partie racinaire, la partie aérienne (tige et feuille) de la plante, pour les sols (comme pour les eaux) les équations de transfert sont :

$$C_{aerien,i}(\text{poids sec}) = BCF_{sol-aerien}(\text{poids sec}) \times C_{sol} \quad \text{et} \quad C_{racine,i}(\text{poids sec}) = BCF_{sol-racine}(\text{poids sec}) \times C_{sol}$$

où  $C_{sol}$  : concentration dans le sol, en mg/kg MS.  
 $C_{aerien,i}$  : concentration de la substance  $i$  dans partie aérienne du végétal (tige et feuille) mg/kg de poids sec  
 $C_{racine,i}$  : concentration de la substance  $i$  dans la racine du végétal mg/kg de poids sec

### Rapport poids frais / poids sec

Pour passer de la concentration en poids sec à la concentration en poids frais dans le végétal, le taux d'humidité du végétal doit être considéré. Ce taux varie en fonction des végétaux entre 0.95 pour la salade et 0.74 pour les petits pois). Les valeurs proposées par les modèles intégrés HESP et VOLASOIL sont retenues.

Pour les parties aériennes du végétal (taux d'humidité de 0.883) :

$$C_{aerien,i}(\text{poids - humide}) = C_{aerien,i}(\text{poids - sec}) \times 0,117$$

Pour les parties racinaires du végétal (taux d'humidité de 0.798) :

$$C_{racine,i}(\text{poids - humide}) = C_{racine,i}(\text{poids - sec}) \times 0,202$$

### Facteurs de bioconcentration

#### BCF considérées dans la présente étude

Substance	BCF feuilles (mg/kg plant) / (mg/kg sol)	BCF racines (mg/kg plant) / (mg/kg sol)	Source BCF feuilles Source BCF racines	Source BCF racines
Chrome_III	0,00488	0,0045	HHRAP	HHRAP
As	0,04	0,006	ANSES - saisine n°2016-SA-0147	
Cd	0,55	0,15	ANSES - saisine n°2016-SA-0147	
Chrome_VI	0,0075	0,0045	ANSES - saisine n°2016-SA-0147	
Cu	0,4	0,25	ANSES - saisine n°2016-SA-0147	
F	0,06	0,006	ANSES - saisine n°2016-SA-0147	
Hf	0,0035	0,00085	ANSES - saisine n°2016-SA-0147	
Ni	0,06	0,06	ANSES - saisine n°2016-SA-0147	
P	3,5	3,5	ANSES - saisine n°2016-SA-0147	
Pb	0,045	0,009	ANSES - saisine n°2016-SA-0147	
Sb	0,2	0,03	ANSES - saisine n°2016-SA-0147	
Se	0,025	0,025	ANSES - saisine n°2016-SA-0147	
V	0,0055	0,003	ANSES - saisine n°2016-SA-0147	

Consommation de produits d'animaux élevés localement

**Ingestion de produits animaux**

Dans le cadre d'une exposition aux polluants organiques persistants lipophiles, les quantités de polluant administrées par la consommation d'œufs, de lait, de viande bovine ou de volaille, exprimées en dose journalière d'exposition, sont définies par l'équation générique suivante :

$$DJE_{ij} = \frac{C_i * Q_j * T * F}{P * T_m}$$

avec :

- DJE<sub>ij</sub> : dose journalière d'exposition liée à une exposition au milieu i par la voie d'exposition j (en mg/kg/j)
- C<sub>i</sub> : concentration d'exposition relative au milieu i (en mg/kg)
- Q<sub>j</sub> : taux d'ingestion par la voie j (l/j)
- T : durée d'exposition (années)
- F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an)
- P : poids corporel de la cible (kg)
- T<sub>m</sub> : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée ((T<sub>m</sub> = T pour les effets à seuil et T<sub>m</sub> = 70 ans pour les effets sans seuil)

Les paramètres suivants ont été considérés.

**Autoconsommation d'œuf et de viande de volailles :**

Nous prendrons les valeurs issues de la base de données CIBLEX.

	Paramètres	œuf	volaille
	pourcentage d'autoconsommation	4.23%	2.02%
ADULTE	consommation (g/jour)	22.975	50.83
ENFANT	consommation (g/jour)	12.2	19.91

**C<sub>i</sub> : concentration d'exposition relative au milieu i (en mg/kg)**

Le transfert dans la chaîne alimentaire est modélisé à partir des valeurs de polluant mesurées dans le sol lors de la campagne de prélèvement ou estimées à partir de modélisation.

Les différentes catégories d'aliments prises en compte peuvent être contaminées à partir de la pollution de surface et de la pollution « racinaire ». La pollution de surface intervient par contamination des sols superficiels par retombées de particules et par éclaboussures des végétaux consommés par les animaux. La pollution « racinaire » intervient par contamination des sols profonds et passages dans les végétaux via les racines.

La concentration d'exposition relative au milieu  $i$  (en mg/kg) est déterminée à partir des équations suivantes (source : CALTOX) :

$$C_i = C_{i\_surf} + C_{i\_prof}$$

avec :  $C_i$  : concentration d'exposition relative au milieu  $i$  (en mg/kg)  
 $I_{oeufs\_surf}$  : concentration d'exposition relative au milieu  $i$  contaminés via le sol supérieur (mg/kg.j),  
 $I_{oeufs\_prof}$  : concentration d'exposition relative au milieu  $i$  contaminés via le sol profond (mg/kg.j),

$$C_{i\_surf} = (I_h \times E + I_s) \times B_e \times C_{polluant\_sol\ sup}$$

et

$$C_{i\_prof} = (I_h \times BCF) \times B_e \times C_{polluant\_sol\ prof}$$

Avec :

$I_h$  : Ingestion quotidienne d'herbe par les poules/les vaches (kg/j),  
 $E$  : Eclaboussure pluie « rainsplash » (kg sol/kg/plante),  
 $I_s$  : Ingestion quotidienne de sol par les poules/les vaches (kg/j),  
 $B_e$  : Facteur de biotransfert entre les poules et les œufs ((mg/kg frais)/(mg/j)),  
ou Facteur de biotransfert entre les vaches laitière et le lait ((mg/kg frais)/(mg/j)),  
ou Facteur de biotransfert entre le bœuf et leur viande ((mg/kg frais)/(mg/j)),  
ou Facteur de biotransfert entre les poules et leur viande ((mg/kg frais)/(mg/j)),  
BCF : Coefficient de partition plantes / sol (kg sol / kg plantes),  
 $C_{polluant\_sol\ sup}$  : Teneur en polluant mesurée dans le compartiment « sol supérieur » (mg/kg)  
 $C_{polluant\_sol\ prof}$  : Teneur en polluant mesurée dans le compartiment « sol racinaire » (mg/kg)

Les paramètres suivants ont été considérés :

- L'ingestion quotidienne de sol par les poules (kg/j) est prise égale à 0,022 (source : HHRAP)
- L'ingestion quotidienne de sol par les vaches laitières (kg/j) est prise égale 0,4 (source : CALTOX)
- L'ingestion quotidienne d'herbe par les poules (kg/j) est prise égale à 0,12 (source : Caltox)
- L'ingestion quotidienne d'herbe par les vaches laitières (kg/j) est prise égale à 20 (source : HHRAP)
- L'ingestion quotidienne d'herbe par les vaches à viande (kg/j) est prise égale à 12 (source : HHRAP)
- La valeur pour les éclaboussures par la pluie « rainsplash » (kg sol/kg/plante) est prise égale à 0,0034 (source : Caltox)

Les facteurs de transfert sont relatifs à chaque substance. Pour les dioxines, ils sont recensés dans le tableau suivant :

Paramètres (Dioxines)	unité	valeur	source
Facteur de biotransfert entre les poules et les œufs	(mg/kg frais)/(mg/l)	24.6	INERIS
Facteur de biotransfert entre les vaches et le lait	(mg/kg frais)/(mg/l)	0,18	INERIS
Facteur de biotransfert entre les poules et la viande	(mg/kg frais)/(mg/l)	24.2*	INERIS
Facteur de biotransfert entre les bovins et la viande	(mg/kg frais)/(mg/l)	0,24**	Caltox*
Coefficient de partition plantes / sol	kg sol / kg plantes	0,00455***	HHRAP

\*Cette valeur est obtenue en multipliant le coefficient de transfert dans les oeufs de la 1,2,3,7,8 PCDD aux faibles doses par un facteur 1,3. Il s'agit d'une estimation issue de l'observation faite que les coefficients de transfert de la 2,3,7,8 TCDD dans la viande de volaille et dans les oeufs, aux fortes doses, sont supérieurs d'un facteur 1,3 à ceux de la 1,2,3,7,8 PCDD.

\*\*Compte tenu du manque de données spécifiques pour cette matrice, l'INERIS propose pour la viande bovine, mais également pour les viandes ovines et porcines de prendre en compte les mêmes coefficients de transfert que ceux définis pour la matière grasse du lait. Pour définir la concentration de dioxines dans ces différents aliments, il est alors nécessaire d'utiliser les taux de matière grasse propre à chaque type de viande. Nous préférons donc conserver la valeur présente dans la base de données Caltox.

\*\*\*Bien que les premiers résultats expérimentaux aient donné lieu à des controverses, il est maintenant généralement admis que les plantes ne peuvent pas transporter les dioxines de leurs racines vers leur feuillage ou leurs fruits. Cependant dans une approche majorante et par soucis de cohérence avec les choix de facteurs de bioconcentration réalisés pour les métaux, nous retiendrons les valeurs issues de la base de données HHRAP.

## **Annexe 3. Méthodologie des calculs de risques**

Cette annexe contient 2 page



L'évaluation quantitative des risques sanitaires aboutit au calcul d'indicateurs de risque exprimant quantitativement les risques potentiels encourus par les populations du fait de la contamination des milieux d'exposition :

- quotients de danger (QD) pour les effets à seuil,
- excès de risque individuels (ERI) pour les effets sans seuil.

Elle concerne l'ensemble des substances retenues dans le paragraphe « Sélection des substances d'intérêt » pour lesquelles on considérera ici l'additivité des risques, et est réalisée au niveau du récepteur le plus impacté défini précédemment.

► Effets toxiques à seuil

On définit un quotient de danger (QD) ou un indice de risque (IR) pour chaque voie d'exposition de la manière suivante :

$$QD_{i,INH} = \frac{CI_{i,INH}}{RfCi}$$

$$QD_{i,ING} = \frac{DJE_{i,ING}}{RfDi}$$

Avec :  
 QD: Quotient de Danger  
 CI : Concentration inhalée  
 DJE : Dose journalière d'exposition  
 RfC : Reference Concentration  
 RfD : Reference Dose

Un QD inférieur à 1 signifie que l'exposition de la population n'atteint pas le seuil de dose à partir duquel peuvent apparaître des effets indésirables pour la santé humaine, alors qu'un ratio supérieur à 1 signifie que l'effet toxique peut se déclarer dans la population, sans qu'il soit possible d'estimer la probabilité de survenue de cet événement. Lorsque le QD est inférieur à 1, la survenue d'un effet toxique apparaît donc peu probable.

► Effets toxiques sans seuil

Pour les effets sans seuil et pour des faibles expositions, l'excès de risque individuel (ERI) est calculé de la façon suivante :

$$ERI (inh^{\circ}) = CI \times ERU_i$$

$$ERI (ing^{\circ}) = DJE (ing^{\circ}) \times ERU_o$$

avec :  
 ERI : excès de risque individuel  
 ERU : excès de risque unitaire  
 CI : Concentration inhalée  
 DJE : Dose journalière d'exposition

Les ERI s'expriment sous la forme mathématique suivante  $10^{-n}$ . Par exemple, un excès de risque individuel de  $10^{-5}$  représente la probabilité supplémentaire, par rapport à une personne non exposée, de développer un cancer pour 100 000 personnes exposées vie entière.

Il n'existe pas de niveau d'excès de risque individuel universellement acceptable. Pour sa part, l'OMS utilise un seuil de  $10^{-5}$  (un cas de cancer supplémentaire pour 100 000 personnes exposées durant leur vie entière) pour définir les Valeurs Guides de concentration dans l'eau destinée à la consommation humaine (Guidelines for drinking water quality) [OMS, 1993].

La Circulaire du 9 août 2013 relative à la démarche de prévention et de gestion des risques sanitaires des installations classées soumises à autorisation précise que la valeur de référence retenue au niveau international par les organismes ou agences en charge de la protection de la santé est un Excès de Risque Individuel inférieur ou égal à  $10^{-5}$  pour les effets sans seuil. Un risque sanitaire dont le résultat est supérieur à cette valeur de référence n'est pas acceptable.

En cas d'exposition conjointe à plusieurs agents dangereux, l'US-EPA recommande de faire la somme de tous les excès de risque individuels (ERI) quels que soient le type de cancer et l'organe touché, de manière à apprécier le risque cancérigène global qui pèse sur la population exposée.