



INSTITUT NATIONAL DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET DES RISQUES

**MISE À JOUR DE L'ÉTUDE D'ÉVALUATION
DE L'IMPACT SUR LA SANTÉ DES REJETS
ATMOSPHÉRIQUES DES TRANCHES
CHARBON D'UNE GRANDE INSTALLATION
DE COMBUSTION**

Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable
Groupe de travail Grandes Installations de
Combustion

R. BONNARD

*Unité Evaluation des Risques Sanitaires
Direction des Risques Chroniques*

Décembre 2004

MISE À JOUR DE L'ÉTUDE D'ÉVALUATION DE L'IMPACT SUR LA SANTÉ DES REJETS ATMOSPHÉRIQUES DES TRANCHES CHARBON D'UNE GRANDE INSTALLATION DE COMBUSTION

Ministère de L'Ecologie et du Développement Durable
GT GIC

Rapport final

R. BONNARD

Ce document comporte 43 pages

	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	R. BONNARD	M. NOMINE	A. CIOLELLA
Qualité	Ingénieur de la Direction des Risques Chroniques	Délégué scientifique à la Direction des Risques Chroniques	Responsable de l'Unité d'Evaluation des Risques Sanitaires
Visa			

ERRATUM

Une erreur de transcription a été relevée dans l'annexe 1 du rapport « Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion - Partie 2 : Exposition par voies indirectes » (référéncé DRC-03-45956 / ERSA-n°92-RBn). Le coefficient de transfert du sol vers les parties aériennes des végétaux (Br) est présenté avec l'unité M de sol / M fraîche de végétaux, alors que la valeur de Br obtenue par l'équation 25 doit être comprise en M de sol / M sèche de végétaux.

TABLE DES MATIERES

RÉSUMÉ	5
1. CONTEXTE ET OBJET	6
2. MODIFICATIONS APPORTÉES À LA METHODE DE CALCUL DES RISQUES	6
2.1. Coefficients de transfert de la 2,3,7,8 TCDD.....	6
2.2. Valeur de l'excès de risque unitaire de la 2,3,7,8 TCDD.....	8
2.3. Concentration de polluants dans le sol de prairie	8
2.4. Calcul des indices de risque chronique.....	9
2.5. Prise en compte de la matière grasse des différents produits laitiers	9
3. NIVEAUX DE RISQUE OBTENUS PAR INGESTION	11
3.1. Risques cancérigènes	11
3.2. Risques non cancérigènes.....	11
4. NIVEAUX DE RISQUES TOTAUX LIÉS À L'INHALATION ET À L'INGESTION	16
5. EVALUATION DES INCERTITUDES	18
5.1. Incertitudes liées à la définition des scénarios	19
5.2. Incertitudes liées aux modèles utilisés	20
5.2.1. Impact de la non prise en compte des phénomènes d'atténuation naturelle des polluants dans le sol au cours du temps.....	22
5.2.2. La modélisation du devenir des dioxines à partir des caractéristiques physico-chimiques et des coefficients de transfert de la 2,3,7,8 TCDD.....	22
5.2.3. La non prise en compte de l'exposition par voie cutanée.....	24
5.2.4. L'estimation des fractions particulaire et gazeuse des polluants organiques dans l'air ambiant.....	26
5.2.5. La non prise en compte de la contamination du lait maternel par les HAP.....	27
5.3. Incertitudes entourant la définition des paramètres	27

6.	DISCUSSION COMPLÉMENTAIRE ET CONCLUSION	37
6.1.	Approfondissement apporté à l'étude et impact sur les résultats	37
6.2.	Discussion des incertitudes et signification des résultats obtenus	38
7.	REFERENCES	41
	ANNEXES	43

RÉSUMÉ

Dans le cadre du groupe de travail «Grandes Installations de Combustion» (GT-GIC) du Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, une étude illustrative, portant sur une installation moderne brûlant du charbon, a été réalisée. Cette étude a fait l'objet de deux rapports, l'un visant à caractériser le risque direct par inhalation, l'autre portant sur l'évaluation des risques liés à l'exposition par voies indirectes, due aux retombées au sol des rejets atmosphériques.

Des niveaux de risque élevés liés à l'exposition par ingestion ayant été obtenus, malgré des concentrations dans les sols faibles, il est apparu nécessaire d'affiner l'estimation réalisée.

Les modifications apportées à la méthode de calcul sont présentées dans ce rapport, ainsi que leurs conséquences sur les résultats. Les résultats des évaluations de risque par inhalation et ingestion ont ensuite été synthétisés et les incertitudes évaluées.

Pour la population habitant la commune subissant les concentrations atmosphériques de polluants les plus élevées et pour laquelle l'approvisionnement en fruits et légumes, en viandes, en laitages et en œufs serait intégralement issue de la zone d'étude, les résultats obtenus, à partir d'une démarche d'estimation qui s'est voulue prudente, sont les suivants :

- un excès de risque individuel, toutes substances et toutes voies d'exposition confondues (inhalation et ingestion), de $1,8.10^{-6}$. Cet excès de risque est lié à 94 % à l'exposition par ingestion. Il est dû à 52 % aux dioxines et à 34 % aux hydrocarbures aromatiques polycycliques ;
- un indice de risque chronique attribuable à l'installation, toutes substances et toutes voies d'exposition confondues (inhalation et ingestion), de $7,9.10^{-2}$. Cet indice de risque chronique dépend au 2/3 de l'exposition par inhalation. Il est dû pour moitié aux NOx ;
- un indice de risque subchronique attribuable à l'installation de $3,4.10^{-3}$, dû aux dioxines.

Les résultats obtenus ne paraissent donc pas préoccupants en l'état actuel des connaissances. Une comparaison de l'excès de risque individuel attribuable à l'installation avec le risque lié aux concentrations ubiquitaires de dioxines et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques en milieu rural, estimé selon la même méthode de calcul, indique que cette installation ne contribue pas à une augmentation significative du risque cancérigène.

1. CONTEXTE ET OBJET

Dans le cadre du groupe de travail «Grandes Installations de Combustion» (GT-GIC) du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, une étude illustrative, portant sur une installation moderne brûlant du charbon, a été réalisée. Cette étude a fait l'objet de deux rapports, l'un visant à caractériser le risque direct par inhalation [1], l'autre portant sur l'évaluation des risques liés à l'exposition par ingestion, due aux retombées au sol des rejets atmosphériques [2].

Des niveaux de risque élevés ont été obtenus, en particulier dans l'étude relative à l'exposition par ingestion, malgré des concentrations dans les sols faibles. De nombreuses hypothèses majorantes ayant été retenues dans cette phase de l'étude, il s'est avéré nécessaire d'affiner l'estimation réalisée.

Ce rapport présente les améliorations apportées à la méthode de calcul et les risques totaux obtenus suite à ces modifications. Les incertitudes liées à l'évaluation des expositions sont également discutées.

2. MODIFICATIONS APPORTÉES À LA METHODE DE CALCUL DES RISQUES

2.1. COEFFICIENTS DE TRANSFERT DE LA 2,3,7,8 TCDD

Selon les résultats des rapports [1] et [2], l'excès de risque individuel par ingestion de dioxines (polychlorodibenzodioxines : PCDD et polychlorodibenzofurannes : PCDF) s'élève pour le scénario le plus pénalisant (exposition sur la zone des retombées maximales et alimentation provenant intégralement de cette zone) à $1,2 \cdot 10^{-4}$, soit 97 % de l'excès de risque total.

Les coefficients de transfert des substances se caractérisant par une variabilité et une incertitude importantes et ayant un effet particulièrement sensible sur les résultats, un travail visant à réévaluer les valeurs de ces paramètres par une analyse critique des publications originales dont elles étaient issues, a été réalisé. Un nouveau jeu de données pour représenter le devenir dans l'environnement et les transferts dans les matrices biologiques de la 2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine (2,3,7,8 TCDD) et des autres congénères chlorés aux positions 2,3,7,8 a été défini. Ces données et les raisons des choix opérés entre les différentes valeurs disponibles ont été présentées dans un rapport spécifique [3].

Les anciennes et les nouvelles valeurs utilisées pour modéliser le devenir des dioxines dans l'étude d'évaluation des risques liés aux Grandes Installations de Combustion sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau 1 : Valeurs des paramètres utilisées pour les dioxines dans l'étude initiale et la présente mise à jour

Paramètres	Sigle	Nouveau jeu de données utilisé dans ce rapport	Ancien jeu de données utilisées dans l'étude initiale
Température de fusion	Tm (°C)	306	305
Constante de Henry	H (Pa.m ³ /mol)	3,34	3,01
Coefficient de partage octanol-eau	log Kow	6,8	6,64
Coefficient de partage carbone organique-eau	log Koc	6,6	6,27
Facteur de transfert du sol vers les parties aériennes des plantes (herbe, légumes-feuilles, légumes-fruits, fruits)	Br (kg sec/kg frais)	0	2,82.10 ⁻¹
Facteur de transfert du sol vers les légumes-racines	Br _{légumes-racines} (kg sec/kg frais)	4,5.10 ⁻³	7,08.10 ⁻⁴ (issu des équations 26 et 27) (cf. rapport [2])
Facteur de transfert de l'air vers les parties aériennes des plantes (herbe, légumes-feuilles, légumes-fruits, fruits)	Bv (m ³ /kg frais)	1,03.10 ⁴	1,52.10 ⁴
Coefficient de transfert dans le lait de vache	Ba _{lait} (j/l)	6,3.10 ⁻³	1,0.10 ⁻²
Coefficient de transfert dans la viande de bœuf	Ba _{bœuf} (j/kg)	3,4.10 ⁻²	7,8.10 ⁻²
Coefficient de transfert dans la viande de volaille	Ba _{volaille} (j/kg)	2,47.10 ¹ *	1,66.10 ¹
Coefficient de transfert dans les œufs	Ba _{œuf} (j/kg)	2,45.10 ¹ *	8,08
Coefficient de transfert dans les matières grasses du lait maternel	B _{lm} (j/kg)	6,7	6,3
Coefficient de biodisponibilité dans le sol par rapport aux aliments	Bs (-)	1 §	1

* : Ces valeurs sont obtenues en multipliant les coefficients de transfert vers la viande de volaille et vers les œufs 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 œufs, aux fortes doses, sont supérieurs d'un facteur 1,3 à ceux de la 1,2,3,7,8 PCDD.

Par ailleurs, ces valeurs sont dérivées de la publication de Stephens et al [4]. Le calcul de ces données est basé sur les hypothèses suivantes : 100 g d'aliments consommés par jour par animal, 10 g de sol ingéré par jour, biodisponibilité des dioxines du sol par rapport aux autres matrices : 0,65. Aussi, les hypothèses générales prises en compte pour l'étude relative aux GIC (200 g d'aliments consommés par jour par animal, 20 g de sol ingérés par jour, biodisponibilité des dioxines du sol par rapport aux autres matrices : 1) doivent être modifiées, pour le calcul de la contamination de la viande de volaille et des œufs par les dioxines, afin d'être cohérentes avec les conditions de dérivation des facteurs issus de la publication de Stephens.

§ : En revanche, faute d'une revue spécifique portant sur le facteur de biodisponibilité de la 2,3,7,8 TCDD dans le sol par rapport aux autres matrices (Bs), la valeur de Bs utilisée dans les équations 18 et 21 du rapport [2] pour le calcul des concentrations dans le lait, la viande et l'exposition humaine via l'ingestion directe de sol reste fixée à 1.

Il convient de noter que dans cette réévaluation des risques, le transfert des dioxines du sol vers la partie aérienne des plantes est considéré comme nul, alors que dans l'étude initiale la contamination de la viande et du lait provenait, d'après les calculs, principalement de la contamination de l'herbe de pâturage par transfert à partir du sol. Dans les conclusions du rapport [2], un doute avait alors été émis sur la validité de la valeur du coefficient de transfert utilisé. Ce coefficient était issu d'une étude réalisée par Cocucci [5] sur un site près de Seveso. Depuis plusieurs études réalisées dans des conditions mieux contrôlées ont démontré qu'il n'y a pas de contamination des feuilles et des fruits des végétaux par translocation à partir des racines [3].

Globalement, cette réévaluation des différents paramètres de la 2,3,7,8 TCDD conduit à réduire les estimations du niveau de risque d'un ordre de grandeur.

2.2. VALEUR DE L'EXCÈS DE RISQUE UNITAIRE DE LA 2,3,7,8 TCDD

L'excès de risque individuel lié aux dioxines est estimé dans la version précédente de l'étude à l'aide d'une valeur d'excès de risque unitaire de 5.10^{-3} (pg/kg/j)⁻¹. Cette valeur est issue de la version projet du rapport de l'US EPA sur la réévaluation des risques pour la 2,3,7,8 TCDD et les composés apparentés (rapport référencé EPA/600/P-00/001Ag). Cette version datant de Juin 2000 n'est plus disponible sur le site internet de l'US EPA. Elle a été remplacée par une version datant de Septembre 2000 [6], où la valeur d'excès de risque précédente a été remplacée par une valeur de 1.10^{-3} (pg/kg/j)⁻¹. Aucune explication ne semble avoir été apportée pour justifier cette modification, le raisonnement, les études de référence utilisées sont identiques. Il faut souligner que ce document porte également la mention projet.

Le remplacement de l'ancienne valeur d'excès de risque unitaire par cette nouvelle valeur réduit d'un facteur 5 l'estimation du niveau de risque de cancer lié aux dioxines.

Remarque : Concernant les autres substances prises en compte dans cette étude, aucune modification n'a été apportée aux valeurs toxicologiques retenues par le groupe de travail GT-GIC, respectant ainsi les choix initialement opérés sur les références à utiliser. Il convient de noter que depuis la réalisation de cette étude, l'INERIS [7] recommande pour la voie orale l'utilisation de l'excès de risque unitaire défini par le RIVM pour le BaP, à savoir une valeur de $0,2$ (mg/kg/j)⁻¹ à la place de celle définie par l'USEPA, égale à $7,3$ (mg/kg/j)⁻¹.

2.3. CONCENTRATION DE POLLUANTS DANS LE SOL DE PRAIRIE

La méthode de calcul utilisée pour évaluer l'exposition par ingestion lors de l'étude initiale a été adaptée du guide méthodologique de l'US EPA datant de 1998 et intitulé « Human Health Risk Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities » (HHRAP) [8].

Ce guide recommande de calculer les concentrations de polluants dans les sols en supposant que les quantités déposées à la surface sont homogénéisées dans une couche de sol de hauteur donnée. Deux hauteurs sont recommandées en fonction de l'usage du sol :

- 1 cm pour un sol non labouré,
- 20 cm pour un sol labouré.

Selon les différentes modes de transferts et voies d'exposition (contamination des fruits et légumes, de l'herbe de pâturage par le sol, ingestion directe de sol, érosion et ruissellement), les expositions sont alors calculées à partir de la concentration de l'une des deux couches.

Compte-tenu de la nature des deux couches de sol retenues, le calcul de la contamination de l'herbe de pâturage doit être effectué à partir de la concentration de polluant estimé pour la couche de 1 cm d'épaisseur (sol non labouré). Or pour ce type de végétation, les racines atteignent plutôt 5, voire 15 cm de profondeur.

Dans le cadre de cette réévaluation des risques, à l'instar de l'IRSN [9], une valeur de 10 cm d'épaisseur a été prise en compte pour estimer la contamination de l'herbe de pâturage par le sol. Concrètement, cela suppose d'estimer la concentration de polluant pour une troisième couche de sol, d'épaisseur intermédiaire entre les deux autres. Le calcul est effectué de la même manière que pour les deux autres couches de sol (cf. équation 6 du rapport [3]).

Cette modification tend à réduire l'excès de risque individuel liée aux expositions par voies indirectes de 20 % et l'indice de risque correspondant d'un facteur 5¹.

2.4. CALCUL DES INDICES DE RISQUE CHRONIQUE

Les indices de risque chronique fournis dans le rapport [3] sont ceux obtenus pour les enfants de 1 à 3 ans, car d'après les calculs effectués, cette tranche d'âge présente l'exposition la plus élevée. Selon le découpage en classes d'âge réalisé, l'indice de risque a été calculé comme la moyenne de l'indice de risque des 1 à 1,5 ans et celui des 1,5 à 3 ans. Pour cette mise à jour, cette moyenne simple est remplacée par une moyenne pondérée en fonction des durées de ces deux classes d'âge. Cette modification tend à diminuer très légèrement les valeurs des indices de risque chronique fournies.

2.5. PRISE EN COMPTE DE LA MATIÈRE GRASSE DES DIFFÉRENTS PRODUITS LAITIERS

Les dioxines sont des substances très lipophiles. Elles ont donc tendance à se concentrer dans la fraction lipidique des aliments.

Dans le précédent rapport, les différents produits laitiers consommés ont été assimilés à du lait caractérisé par une teneur en matière grasse de 3,5 %. Compte-tenu des propriétés des dioxines, il est plus pertinent d'évaluer la quantité de dioxines ingérée par le biais des produits laitiers en multipliant le coefficient de transfert des dioxines dans la matière grasse par la somme des quantités de matière grasse consommée via les différents aliments d'origine laitière.

¹ Cette modification n'a pas d'impact sur le risque lié aux dioxines puisque la contamination à partir du sol des végétaux aériens est supposée nulle (cf. 2.1)

Pour cela, les quantités de lait et des différents produits laitiers (ultra-frais, fromages et beurre) consommés par les individus de plus de trois ans (données fournies dans l'étude INCA) et qui avaient été sommés dans le précédent rapport, ont été redissociées et pondérées par leur taux de matière grasse. Les taux de matière grasse pris en compte pour les différentes catégories de produits sont ceux utilisés dans l'étude AFSSA [10]. Pour les enfants de 6 à 18 mois, la quantité de matière grasse ingérée par le biais du lait (à l'exclusion des laits infantiles), des fromages et du beurre a pu être directement définie à partir de cette étude. Pour les enfants de 18 à 36 mois, cette quantité de matière grasse a été estimée comme la moyenne des quantités ingérées par les enfants de 6 à 12 mois d'une part et de 18 à 36 mois d'autre part (de manière analogue à l'approche retenue pour les autres aliments).

Ce mode de calcul de l'exposition par les laitages conduit à accroître l'excès de risque individuel lié à l'ingestion de dioxines de 35 % et l'indice de risque de 20 % dans le cas d'une alimentation provenant intégralement de la zone d'exposition retenue (cas 1). Cette modification du mode de calcul a peu d'impact sur le résultat si l'alimentation ne provient que partiellement de la zone d'exposition (cas 2).

3. NIVEAUX DE RISQUE OBTENUS PAR INGESTION

3.1. RISQUES CANCÉRIGÈNES

Tableau 2 : Excès de risque individuel (ERI) de cancers pour une alimentation² provenant intégralement de la zone d'exposition retenue (cas 1)

Substances	ERI ¹ Zone des retombées maximales au sol	ERI Ensemble de la zone d'étude (30 km de rayon)	Pourcentage du risque représenté par les voies d'exposition principales
PCDD/PCDF	$3,00.10^{-6}$	$9,30.10^{-7}$	35 % : ingestion de lait maternel 32 % : ingestion de lait et produits laitiers 27 % : ingestion de viande
HAP	$2,01.10^{-6}$	$6,06.10^{-7}$	65 % : ingestion de lait et produits laitiers 34 % : ingestion de viande
Arsenic	$4,42.10^{-7}$	$1,46.10^{-7}$	63 % : ingestion de viande 34 % : ingestion de fruits et légumes

Tableau 3 : Excès de risque individuel (ERI) de cancers pour une alimentation provenant pour partie de la zone d'exposition retenue (cas 2)

Substances	ERI Zone des retombées maximales au sol	ERI Ensemble de la zone d'étude (30 km de rayon)	Pourcentage du risque représenté par les voies d'exposition principales
PCDD/PCDF	$3,26.10^{-7}$	$1,02.10^{-7}$	40 % : ingestion de viande 35 % : ingestion de lait maternel 15 % : ingestion d'œuf
HAP	$1,34.10^{-7}$	$4,04.10^{-8}$	52 % : ingestion de viande 45 % : ingestion de lait et produits laitiers
Arsenic	$7,32.10^{-8}$	$2,41.10^{-8}$	53 % : ingestion de fruits et légumes 39 % : ingestion de viande

3.2. RISQUES NON CANCÉRIGÈNES

Les indices de risque chronique sont calculés à partir des doses d'expositions des enfants de 1 à 3 ans.

Un indice de risque subchronique est calculé pour les nourrissons de 0 à 6 mois, qui ne sont exposés que par le biais du lait maternel.

² Les aliments considérés dans l'étude ne représentent pas l'ensemble du bol alimentaire, mais correspondent principalement aux produits frais : légumes, fruits, viande, lait, produits laitiers et œufs.

Tableau 4 : Indices de risque chronique pour une alimentation provenant intégralement de la zone d'exposition retenue (cas 1)

Substances	IR ² Zone des retombées maximales au sol	IR Ensemble de la zone d'étude (30 km de rayon)	Pourcentage du risque représenté par les voies d'exposition principales
PCDD/PCDF	$1,50.10^{-2}$	$4,62.10^{-3}$	52 % : ingestion de lait et produits laitiers 31 % : ingestion de viande 15 % : ingestion d'œuf
Fluoranthène	$7,63.10^{-7}$	$3,89.10^{-7}$	55 % : ingestion de lait et produits laitiers 18 % : ingestion de viande 14 % : ingestion d'œuf
Naphtalène	$1,78.10^{-6}$	$5,34.10^{-7}$	92 % : ingestion de fruits et légumes
Arsenic	$8,77.10^{-3}$	$2,89.10^{-3}$	60 % : ingestion de viande 34 % : ingestion de fruits et légumes
Cadmium	$2,20.10^{-2}$	$7,23.10^{-3}$	41 % : ingestion de fruits et légumes 35 % : ingestion de viande 21 % : ingestion de lait et produits laitiers
Plomb	$1,20.10^{-2}$	$3,95.10^{-3}$	90 % : ingestion de lait et produits laitiers
Nickel	$2,94.10^{-4}$	$9,68.10^{-5}$	89 % : ingestion de lait et produits laitiers
Sélénium	$2,42.10^{-2}$	$7,95.10^{-3}$	39 % : ingestion de viande 32 % : ingestion de lait et produits laitiers 22 % : ingestion de fruits et légumes
Chrome VI	$2,34.10^{-4}$	$7,69.10^{-5}$	46 % : ingestion de viande 38 % : ingestion de lait et produits laitiers
Mercure inorganique	$3,42.10^{-5}$	$1,06.10^{-5}$	65 % : ingestion de lait et produits laitiers 16 % : ingestion de viande 12 % : ingestion de sol
Mercure organique	$1,38.10^{-5}$	$4,28.10^{-6}$	73 % : ingestion de lait et produits laitiers 18 % : ingestion de viande

Tableau 5 : Excès de risque subchronique lié aux dioxines pour une alimentation provenant intégralement de la zone d'exposition retenue (cas 1)

Zone des retombées maximales au sol	Ensemble de la zone d'étude (30 km de rayon)
1,08.10 ⁻²	3,35.10 ⁻³

Tableau 6 : Indices de risque chronique pour une alimentation provenant pour partie de la zone d'exposition retenue (cas 2)

Substances	IR Zone des retombées maximales au sol	IR Ensemble de la zone d'étude (30 km de rayon)	Pourcentage du risque représenté par les voies d'exposition principales
PCDD/PCDF	$1,81.10^{-3}$	$5,65.10^{-4}$	47 % : ingestion de viande 29 % : ingestion d'œuf 12 % : ingestion de lait et produits laitiers 10 % : ingestion de sol
Fluoranthène	$1,42.10^{-7}$	$4,28.10^{-8}$	53 % : ingestion de sol 19 % : ingestion d'œuf 14 % : ingestion de lait et produits laitiers 10 % : ingestion de viande
Naphtalène	$7,89.10^{-7}$	$2,37.10^{-7}$	84 % : ingestion de fruits et légumes 16 % : ingestion de sol
Arsenic	$1,68.10^{-3}$	$5,53.10^{-4}$	52 % : ingestion de fruits et légumes 32 % : ingestion de viande 16 % : ingestion de sol
Cadmium	$4,59.10^{-3}$	$1,51.10^{-3}$	68 % : ingestion de fruits et légumes 17 % : ingestion de viande 10 % : ingestion de sol
Plomb	$8,70.10^{-4}$	$2,86.10^{-4}$	57 % : ingestion de lait et produits laitiers 14 % : ingestion de sol 12 % : ingestion de fruits et légumes 11 % : ingestion de viande
Nickel	$2,32.10^{-5}$	$7,62.10^{-6}$	52 % : ingestion de lait et produits laitiers 26 % : ingestion de sol 13 % : ingestion de fruits et légumes
Sélénium	$3,83.10^{-3}$	$1,26.10^{-3}$	47 % : ingestion de fruits et légumes 32 % : ingestion de viande 10 % : ingestion d'œuf
Chrome VI	$3,88.10^{-5}$	$1,28.10^{-5}$	47 % : ingestion de sol 28 % : ingestion de viande 14 % : ingestion de fruits et légumes 11 % : ingestion de lait et produits laitiers
Mercure inorganique	$6,38.10^{-6}$	$1,97.10^{-6}$	63 % : ingestion de sol 16 % : ingestion de lait et produits laitiers 11 % : ingestion de fruits et légumes

Tableau 6 (suite) : Indices de risque chronique pour une alimentation provenant pour partie de la zone d'exposition retenue (cas 2)

Substances	IR	IR	Pourcentage du risque représenté par les voies d'exposition principales
	Zone des retombées maximales au sol	Ensemble de la zone d'étude (30 km de rayon)	
Mercure organique	$1,27.10^{-6}$	$3,95.10^{-7}$	36 % : ingestion de lait et produits laitiers 23 % : ingestion de fruits et légumes 21 % : ingestion de viande 19 % : ingestion de sol

Tableau 7 : Niveaux de risque subchronique lié aux dioxines pour une alimentation provenant pour partie de la zone d'exposition retenue (cas 2)

Zone des retombées maximales au sol	Ensemble de la zone d'étude (30 km de rayon)
$1,43.10^{-3}$	$4,46.10^{-4}$

L'effet cumulé des différentes modifications apportées et présentées dans le chapitre 2 est une réduction de tous les niveaux de risque estimés. Selon les substances, les cas et le type d'indicateur (ERI ou IR), la diminution des estimations est plus ou moins importante.

La plus forte réduction est obtenue sur l'excès de risque individuel lié aux dioxines. Lorsque l'alimentation est supposée provenir intégralement de la zone d'exposition (cas 1), l'excès de risque est diminué d'un facteur supérieur à 40 par rapport à l'estimation faite dans le rapport initial. Cette diminution est due à la réévaluation des valeurs des coefficients de transfert et à la modification apportée à la valeur de l'excès de risque unitaire de la 2,3,7,8 TCDD.

Quant à la prise en compte dans le modèle d'une couche de sol correspondant à la zone d'emprise des racines de l'herbe de pâture, elle tend à réduire l'estimation du risque lié à certains métaux. Les diminutions les plus importantes sont observées dans le cas 1, pour le cadmium, l'arsenic, le sélénium et le plomb avec des niveaux de risque divisés par un facteur allant de 4 à 7,5 par rapport à l'étude initiale.

Pour le scénario le plus défavorable (population exposée sur la zone des retombées maximales de contaminants et alimentation provenant intégralement de cette zone), l'estimation de l'excès de risque individuel par ingestion lié aux différents substances est de $5,5.10^{-6}$. Les dioxines contribuent pour 55 % à cette valeur, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) pour 37 % et l'arsenic pour 8 %.

Pour le même scénario, la somme des indices de risque lié à une exposition par ingestion est égale à $8,2.10^{-2}$. Les principales substances contribuant à l'obtention de cette somme sont le sélénium (29 %), le cadmium (27 %), les dioxines (18 %), le plomb (15 %) et l'arsenic (10 %).

4. NIVEAUX DE RISQUES TOTAUX LIÉS À L'INHALATION ET À L'INGESTION

En première approche et à titre indicatif, les niveaux de risques liés à l'inhalation (présentés dans le rapport [1]) et à l'ingestion des substances émises par l'installation étudiée sont sommés. Sous l'hypothèse (non vérifiée) d'effets additifs des substances et des voies d'exposition, cette sommation permet de fournir une estimation du niveau de risque global. Elle permet également de mettre en évidence l'importance relative des voies d'inhalation et d'ingestion selon les cas.

Cet exercice de sommation est effectué pour la population vivant dans la commune «pire-cas » (telle que définie dans le rapport relatif à l'étude d'exposition par inhalation). Il s'agit de la population vivant dans la commune où les concentrations atmosphériques de polluants dues à l'installation sont les plus élevées, d'après les résultats de modélisation de la dispersion. Pour cette population, les niveaux de risques totaux ont été calculés selon plusieurs cas, en fonction de l'origine géographique des aliments consommés³ :

- cas A : les catégories d'aliments pris en compte dans l'étude proviennent intégralement de la zone supportant les retombées au sol les plus élevées,
- cas B : les catégories d'aliments pris en compte dans l'étude proviennent intégralement de la zone d'étude de 30 km de rayon (les retombées prises en compte sont les retombées moyennes sur cette zone),
- cas C : une partie de ces aliments est produite par les consommateurs sur la zone supportant les retombées au sol les plus élevées, le reste des aliments n'étant pas affecté par les retombées de l'installation étudiée,
- cas D : une partie de ces aliments est produite par les consommateurs sur la zone d'étude de 30 km de rayon (les retombées prises en compte sont les retombées moyennes sur cette zone), le reste des aliments n'est pas affecté par les retombées de l'installation étudiée.

³ La référence géographique prise en compte dans l'étude des risques liées aux voies d'exposition indirectes pour calculer le niveau de contamination maximale des aliments n'est pas la même que celle utilisée pour estimer l'exposition maximale par inhalation. Pour les voies d'exposition indirectes, c'est la maille de 500 mètres sur 500 mètres caractérisée par la plus forte concentration dans l'air, en moyenne annuelle, qui a été retenue. Pour l'inhalation, c'est le point de repère géographique correspondant à la mairie affectée par la concentration la plus forte en moyenne annuelle qui a été considéré. Compte-tenu des faibles variations spatiales des concentrations modélisées dans l'air (comme soulignées dans la partie discussion du rapport portant sur l'inhalation), cette divergence d'approche est sans conséquence : les différences de concentrations prises en compte dans les calculs « pire-cas » pour l'inhalation et l'ingestion sont négligeables.

Tableau 8 : Excès de risque individuel pour la population vivant dans la commune « pire-cas », toutes substances et toutes voies d'exposition confondues

Identification du cas	ERI total	Proportion ingestion/inhalation	Principales substances contributives
Cas A	$5,6.10^{-6}$	Ingestion : 98 % Inhalation : 2 %	PCDD/PCDF : 54 % HAP : 42 % As : 8 %
Cas B	$1,8.10^{-6}$	Ingestion : 94 % Inhalation : 6 %	PCDD/PCDF : 52 % HAP : 34 % As : 9 % Cr VI : 5 %
Cas C	$6,5.10^{-7}$	Ingestion : 82 % Inhalation : 18 %	PCDD/PCDF : 51 % HAP : 21 % Cr VI : 14 % As : 12 %
Cas D	$2,8.10^{-7}$	Ingestion : 59 % Inhalation : 41 %	PCDD/PCDF : 37 % Cr VI : 32 % HAP : 16 % As : 11 %

L'excès de risque individuel est majoritairement lié à l'ingestion.

Dans le cas A, il dépend à 98 % de l'ingestion. Ce cas est toutefois excessivement majorant, car il suppose que l'alimentation des individus exposés provient entièrement de la zone subissant les plus fortes retombées, c'est-à-dire une zone de 25 ha.

Les cas B et C correspondent à des situations que l'on peut qualifier de raisonnablement majorantes, à savoir une consommation d'aliments provenant intégralement d'une zone de 30 km de rayon (cas B) ou bien une fraction d'aliments produites par les individus (fraction moyenne des aliments autoproduits dans la région Ouest de la France d'après l'étude INSEE [11]) sur la surface de 25 ha caractérisée par les plus fortes retombées (cas C). Dans les cas B et C, l'ingestion représente respectivement 94 % et 82 % de l'ERI total. Les dioxines et les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont les substances contribuant majoritairement à ce risque.

Tableau 9 : Indice de risque pour la population vivant dans la commune « pire-cas » toutes substances et toutes voies d'exposition confondues

Identification des cas	IR total	Proportion ingestion/inhalation	Principales substances contributives
Cas A	$1,3.10^{-1}$	Ingestion : 61 % Inhalation : 39 %	NOx : 29 % Se : 18 % Cd : 17 % PCDD/PCDF : 10 % Pb : 9 % As : 7 % Cr VI : 5 %
Cas B	$7,9.10^{-2}$	Ingestion : 34 % Inhalation : 66 %	NOx : 49 % Cd : 11 % Se : 10 % Cr VI : 8 % SO ₂ : 7 % PCDD/PCDF : 6 % Pb : 5 %
Cas C	$6,5.10^{-2}$	Ingestion : 20 % Inhalation : 80 %	NOx : 60 % Cr VI : 10 % Cd : 9 % SO ₂ : 8 % Se : 6 %
Cas D	$5,6.10^{-2}$	Ingestion : 7 % Inhalation : 93 %	NOx : 69 % Cr VI : 12 % SO ₂ : 10 %

Dans le cas A, l'indice de risque chronique est lié pour 2/3 à l'ingestion et pour 1/3 à l'inhalation. Dans les autres cas, il dépend majoritairement de l'inhalation. Les principales substances contribuant au risque sont les NOx.

5. EVALUATION DES INCERTITUDES

Les niveaux de risques estimés ci-dessus sont entachés de plusieurs sources d'incertitude :

- les incertitudes liées aux choix des substances retenues dans l'étude et à l'évaluation de la toxicité de ces substances,
- les incertitudes liées à l'estimation de l'exposition.

Les incertitudes liées au choix des substances et à leur toxicité ne seront pas discutées. Les éléments (substances, types d'effets, valeurs toxicologiques de référence à retenir) à prendre en compte ont fait l'objet de débats dans le groupe de travail et les choix effectués sont présentés dans le rapport relatif à l'estimation du risque par inhalation.

Néanmoins, concernant les dioxines, il faut rappeler que par souci d'exhaustivité, les risques liés aux émissions de ces substances ont été évalués en tenant compte à la fois de l'approche déterministe retenue par l'OMS et le CSHPF, et de l'approche stochastique de l'US EPA, sur la base d'un excès de risque unitaire qui n'a pas fait l'objet d'une publication officielle.

Concernant l'estimation des expositions, trois sources d'incertitude peuvent être distinguées :

- celles portant sur la définition des scénarios étudiés,
- celles portant sur les modèles utilisés,
- celles entourant la définition des paramètres.

Dans la suite de ce rapport seront principalement discutées les incertitudes liées à l'estimation de l'exposition par voies indirectes, dont la modélisation nécessite le recours à une cascade d'hypothèses. Pour la définition des incertitudes liées à l'estimation de l'exposition par inhalation, le lecteur se reportera à la partie discussion du rapport [1].

Ce chapitre n'a pas pour but de faire une présentation exhaustive des différentes sources d'incertitudes et de quantifier leur impact sur le résultat grâce à un intervalle de confiance. Dans l'état actuel des connaissances, les différentes inférences et simplifications retenues tout au long de la démarche d'évaluation génèrent des incertitudes qu'il n'est souvent pas possible de quantifier. Ce chapitre vise en revanche à fournir un certain nombre d'éléments aux lecteurs pour mettre en perspective les niveaux de risque estimés ci-dessus. Il s'agit d'un travail d'explicitation visant à faire comprendre ce que représentent les résultats chiffrés fournis :

- en indiquant les principales hypothèses générant des incertitudes non quantifiables,
- en montrant comment le résultat peut varier en fonction de différentes options de calcul. Les essais de calcul effectués à but illustratif porteront principalement sur l'excès de risque individuel, qui dépend largement de l'exposition par voie orale, l'indice de risque dépendant lui majoritairement de l'exposition par inhalation ;
- en expliquant quel a été le niveau de prudence adopté lors du déroulement de la démarche.

Les niveaux de risque calculés dépendant des hypothèses formulées pour mener les calculs, il est indispensable de tenir compte de la manière dont ils ont été obtenus pour les interpréter.

5.1. INCERTITUDES LIÉES À LA DÉFINITION DES SCÉNARIOS

Les incertitudes liées à la définition des scénarios ne seront pas étudiées ici en détail. Le choix des voies d'exposition à prendre en compte a été arrêté par le groupe de travail, ainsi que les principales caractéristiques de cette exposition (durée, fréquence, zone d'exposition,...).

Il convient de rappeler que les scénarios retenus supposent :

- la consommation par la population d'aliments frais (produits laitiers, viandes, œufs) issus de la zone subissant les retombées atmosphériques de l'installation,
- une alimentation des animaux producteurs provenant exclusivement de cette zone,
- un approvisionnement en produits céréaliers destinés à l'alimentation humaine issu d'une zone qui n'est pas sous l'emprise des retombées de l'installation.

Compte-tenu de l'étendue de la zone étudiée, il est vraisemblable qu'une fraction de la population soit sédentaire et qu'elle consomme des aliments d'origines végétale et animale, produits sur cette zone. En revanche, il est probable qu'une partie des aliments fournis aux animaux soit importée d'une zone non influencée par les retombées de l'installation. L'hypothèse retenue d'une alimentation animale provenant intégralement de la zone d'étude tend donc à majorer l'exposition.

Pour définir de manière plus pertinente les scénarios d'exposition, il faudrait connaître le type, le mode de production (par exemple recours à l'irrigation ou non, pratique de la culture sous serre ou non, mode d'élevage et d'alimentation du bétail,...), l'importance de la consommation de produits d'origine locale (enquête) et le mode d'occupation des sols par rapport à la cartographie des immissions et des retombées aux sols. D'une manière générale, une étude précise de la zone d'étude serait nécessaire. Cela permettrait en outre de tenir compte des caractéristiques physiques propres à cette zone (type de sol, importance du couvert végétal, de la pente,...).

Concernant la définition des cibles, le découpage réalisé en neuf classes d'âge a permis de mieux discriminer le régime alimentaire des individus en fonction de l'âge et donc de mieux caractériser l'exposition de la population par rapport à l'approche classique qui ne tient compte que d'un adulte et d'un enfant d'environ 3 ans.

5.2. INCERTITUDES LIÉES AUX MODÈLES UTILISÉS

Le modèle multimédia utilisé dans l'étude d'exposition par ingestion est un modèle simple, basé sur les équations classiques fournies dans de nombreux guides méthodologiques.

Les dépôts gazeux et particulaires de polluants au sol sont estimés à partir des vitesses de dépôt et des concentrations atmosphériques de NO_x et de particules modélisées. Ces dépôts de polluant au sol sont ensuite supposés s'accumuler au cours du temps sans aucun phénomène d'atténuation (lixiviation, érosion, dégradation,...) et la concentration de polluant dans le sol est obtenue par calcul de dilution de la quantité de polluant déposé dans la couche de sol considérée. La modélisation est ensuite simplement basée sur l'utilisation de coefficients de transfert, le principe consistant à calculer la concentration de polluant dans le milieu aval ou récepteur à partir d'un coefficient de transfert et de la concentration dans le milieu amont ou source.

Concernant l'algorithme de calcul, les nombreuses simplifications apportées par rapport à la situation modélisée peuvent être sources d'incertitude. A titre d'exemples, on peut citer :

- les regroupements opérés concernant les catégories d'aliments ingérés (assimilation des aliments carnés consommés à de la viande de volaille ou de bœuf, quel que soit le pourcentage de matière grasse des différents aliments). L'impact de ces simplifications est non quantifiable faute de données ;
- l'utilisation d'une vitesse de dépôt global pour représenter à la fois les dépôts atmosphériques secs et humides. L'impact de cette simplification est non quantifiable en l'absence d'information sur le dépôt humide ;
- la non prise en compte de la contamination des végétaux par éclaboussures ou remise en suspension des particules à partir du sol. Cela conduit à une sous-estimation des concentrations de polluants dans les végétaux, toutefois, selon le mode de définition du coefficient de transfert sol-plante, ces phénomènes peuvent en fait avoir été intégrés dans la valeur de ce paramètre ;
- la non prise en compte des procédés de transformation du lait sur la contamination des produits laitiers par les autres substances que les dioxines. L'impact de cette absence de prise en compte est non quantifiable faute de données ;
- la non prise en compte du nettoyage et du mode de préparation des aliments qui peuvent réduire leur niveau de contamination. Cela tend à majorer le risque attribuable à l'installation ;
- la non prise en compte des phénomènes de dégradation dans l'environnement et de métabolisation par les organismes animaux des substances émises. Ces phénomènes tendent à diminuer les concentrations de polluants dans les milieux d'exposition et les doses d'exposition. Pourtant, dans certains cas, les substances-filles ainsi générées (et non considérées dans cette étude) peuvent également s'avérer toxiques. La photolyse des dioxines peut ainsi conduire à partir d'octachlorodibenzodioxine à la formation de 2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine plus toxique ;
-

Un certain nombre de simplifications sont nécessaires pour ne pas alourdir de manière excessive la mise en place et l'utilisation du modèle. Ces simplifications tiennent compte des pratiques habituelles dans le domaine (état de l'art) et reflètent pour l'essentiel l'état des données disponibles (l'utilisation de modèles plus complexes nécessitant des paramètres souvent difficiles à renseigner et à leur tour entachés d'une forte incertitude).

Toutefois, dans ce chapitre, l'effet de quelques hypothèses de calcul alternatives à celles retenues dans l'évaluation des expositions a été testé :

- La non prise en compte des phénomènes d'atténuation naturelle des polluants dans le sol,
- La modélisation du devenir des dioxines à partir des seules caractéristiques physico-chimiques de la 2,3,7,8 TCDD,
- La non prise en compte de l'exposition par voie cutanée,
- L'utilisation de l'équation de Junge (équation (8) du rapport [2]) pour estimer les fractions particulaire et gazeuse des polluants organiques dans l'air ambiant,
- La non prise en compte de la contamination du lait maternel par les HAP.

5.2.1. Impact de la non prise en compte des phénomènes d'atténuation naturelle des polluants dans le sol au cours du temps

Selon l'approche conservatoire retenue par le groupe de travail pour estimer les expositions des populations liées aux retombées atmosphériques des émissions, il a été choisi de ne pas tenir compte des phénomènes de ruissellement, d'érosion, de lixiviation, de volatilisation et de dégradation des polluants dans le sol. Ces phénomènes s'avèrent difficiles à estimer car fortement dépendants des conditions locales (caractéristiques pédologiques, climatiques, topographiques). La surestimation de ces phénomènes pouvant conduire à minorer l'estimation du niveau de contamination des milieux d'exposition terrestres, les calculs ont été réalisés, par prudence, sans tenir compte de cette atténuation naturelle.

Un essai de calcul a été réalisé pour tester l'effet d'une telle prise en compte sur le résultat. Pour cela, la constante d'atténuation k présentée dans les équations (1), (2) et (3) du rapport relatif à l'exposition par voies indirectes a été renseignée à l'aide des équations proposées dans le guide méthodologique HHRAP pour la prise en compte de l'érosion, du ruissellement, de la lixiviation et de la volatilisation. Les phénomènes de dégradation par voies physico-chimiques ou/et biologiques n'ont pas été considérés ici.

Les équations et les valeurs des paramètres supplémentaires introduits pour la conduite de cet essai de calcul sont présentées en annexe. Les valeurs utilisées correspondent à des conditions (climatiques, topographiques) peu marquées. Certains paramètres ont été définis à partir des valeurs fournies par défaut dans HHRAP.

Dans les conditions de calcul retenues, la prise en compte de l'atténuation naturelle fait diminuer l'estimation de l'excès de risque individuel, pour le cas B (décrit au chapitre 4 et qualifié de raisonnablement majorant), de $1,8 \cdot 10^{-6}$ à $1,7 \cdot 10^{-6}$, soit une diminution de 3 %.

5.2.2. La modélisation du devenir des dioxines à partir des caractéristiques physico-chimiques et des coefficients de transfert de la 2,3,7,8 TCDD

Dans cette étude, les risques liés aux dioxines ont été modélisés à partir d'un flux à l'émission exprimé en I-TEQ. Ainsi, par défaut, le devenir des dioxines et les concentrations dans les milieux ont été modélisés à partir des caractéristiques physico-chimiques et des coefficients de transfert de la 2,3,7,8 TCDD. Or la mobilité des congénères pouvant être présents dans un mélange peut être très différente en fonction du nombre d'atomes de chlore des molécules.

Afin d'évaluer l'incertitude introduite par cette simplification des calculs, un essai a été mené pour réévaluer les risques en fonction de la composition du mélange de dioxines émis et des propriétés des différents congénères présents dans ce mélange.

La part relative des 17 congénères substitués en position 2,3,7,8 dans le mélange émis a été estimée à l'aide des résultats d'un prélèvement de gaz effectué à l'émission sur l'une des tranches de l'installation étudiée.

Tableau 10 : Répartition des 17 congénères de dioxines dans le mélange émis.

Congénères	2,3,7,8 TCDD	1,2,3,7,8 PCDD	1,2,3,4,7,8 HCDD	1,2,3,6,7,8 HCDD	1,2,3,7,8,9 HCDD	1,2,3,4,6,7,8 HpCDD
Pourcentage dans le mélange (%)	0	0	0,25	0,79	0,47	11,56
Contribution au flux total exprimé en I-TEQ	0	0	1,20	3,79	2,23	5,53
Congénères	OCDD	2,3,7,8 TCDF	1,2,3,7,8 PCDF	2,3,4,7,8 PCDF	1,2,3,4,7,8 HCDF	1,2,3,6,7,8 HCDF
Pourcentage dans le mélange (%)	51,43	1,51	1,08	1,95	1,27	1,58
Contribution au flux total exprimé en I-TEQ	2,46	7,25	2,58	46,76	6,07	
Congénères	1,2,3,7,8,9 HCDF	2,3,4,6,7,8 HCDF	1,2,3,4,6,7,8 HpCDF	1,2,3,4,7,8,9 HpCDF	OCDF	
Pourcentage dans le mélange (%)	0	1,85	8,56	1,80	15,89	
Contribution au flux total exprimé en I-TEQ	0	8,87	4,09	0,86	0,76	

D'après le tableau ci-dessus, il convient de noter que la 2,3,7,8 TCDD, dont les propriétés ont servi de référence pour modéliser le devenir des dioxines dans les calculs effectués, est en fait absente du mélange prélevé.

Les niveaux de risque ont donc été recalculés à partir du flux émis pour chaque congénère selon la composition du mélange présenté dans le tableau ci-dessus et du jeu de paramètres définis pour ces différentes molécules dans le rapport [3]. Les résultats obtenus pour le cas B sont les suivants :

Tableau 11 : Estimation des niveaux de risque liés aux dioxines en fonction des paramètres physico-chimiques et des coefficients de transfert utilisés

Niveaux de risque calculés avec	ERI	IR
le jeu de données de la 2,3,7,8 TCDD et le flux total de dioxines émis exprimé en I-TEQ	$9,3.10^{-7}$	$4,6.10^{-3}$
le jeu de données propres à chacun des congénères du mélange	$8,7.10^{-7}$	$4,5.10^{-3}$

Dans ce cas précis, l'utilisation des paramètres propres à chacun des congénères présents dans le mélange n'a que peu d'effet sur l'estimation des niveaux de risque (diminution de 6 % de l'excès de risque et de 4 % de l'indice de risque liés aux dioxines).

Toutefois, il faut noter que la composition du mélange est elle-même relativement incertaine, puisqu'elle n'est basée que sur les résultats d'un seul prélèvement à l'émission.

5.2.3. La non prise en compte de l'exposition par voie cutanée

Par hypothèse, l'exposition suite au contact cutané avec le sol et les poussières a été considérée comme négligeable par rapport à l'exposition par ingestion. Un essai de calcul majorant a été réalisé pour vérifier cette hypothèse, en comparant l'ordre de grandeur de l'excès de risque individuel par contact cutané avec le sol à celui dû à l'exposition par ingestion.

L'exposition par absorption cutanée a été estimée à l'aide de l'équation suivante :

$$D_{\text{cut-abs}} = \frac{A \times Q_{\text{ad-sol}} \times C_s \times T_{\text{abs-cut}}}{P} \times F / 365$$

Avec $D_{\text{cut-abs}}$: dose absorbée suite au contact cutané avec le sol (M/M de poids corporel/T),

A : surface corporelle exposée (L^2),

$Q_{\text{ad-sol}}$: quantité de sol adhérant à la peau (M de sol/ L^2),

C_s : concentration de polluant dans le sol (couche de sol de 1 cm d'épaisseur) (M/M de sol),

$T_{\text{abs-cut}}$: taux d'absorption cutanée à partir d'une matrice sol (-),

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

P : poids de la cible (M).

L'excès de risque s'exprime de la manière suivante :

$$ERI_{\text{cutané}} = \frac{D_{\text{cut-abs}}}{T_{\text{abs-oral}}} \times ERU$$

Avec $ERI_{\text{cutané}}$: excès de risque individuel lié au contact cutané avec le sol,

$T_{\text{abs-oral}}$: taux d'absorption orale,

ERU : excès de risque unitaire par voie orale.

La surface corporelle exposée a été estimée par une moyenne pondérée en fonction du temps en supposant que :

- 6 mois par an, seules les mains des individus étaient exposées,
- 4 mois par an, les avant-bras, la partie inférieure des jambes et les mains étaient exposées,
- les 2 autres mois, les bras, les jambes, les mains et les pieds étaient exposés.

Pour chaque classe d'âge, la surface corporelle exposée en moyenne par an a été calculée à l'aide des données du document de l'US EPA [12]. La quantité de sol déposée sur la peau a été fixée à 1 mg/cm² [13].

Les pourcentages d'absorption suivants ont été retenus :

Tableau 12 : Pourcentage d'absorption cutanée à partir d'une matrice sol

Substances	T _{abs-cut} (%)	Origine de la donnée - Commentaires
Dioxines	3	Rapport INERIS [3] – valeurs estimées allant de 0,3 à 3 % selon la teneur en carbone organique du sol, pour 24 heures de contact
HAP	20	Annexe 6 du rapport INERIS-InVS [14] – Valeur estimée pour 24 heures de contact
Arsenic	4,5	Document de travail [15] – Valeur estimée pour 24 heures de contact

Tableau 13 : Pourcentage d'absorption orale

Substances	T _{abs-oral} (%)	Origine de la donnée - Commentaires
Dioxines	55	Draft – USEPA [16]
HAP	40	Annexe 5 du rapport INERIS-InVS [14]
Arsenic	95	INERIS - Fiche de données toxicologiques et environnementales – Arsenic et ses dérivés inorganiques [17]

Comme pour l'ingestion, la fréquence d'exposition par contact cutané avec le sol est journalière (F =365 j).

L'excès de risque individuel par contact cutané a été calculé en tenant compte des hypothèses ci-dessus et des concentrations moyennes de polluants dans les sols de l'ensemble de la zone d'étude. Il a été comparé à l'excès de risque individuel par ingestion (cas B).

Tableau 14 Excès de risque individuel par contact cutané et importance relative par rapport à l'exposition par ingestion

Substances	ERI _{cutané}	ERI _{cutané} / ERI _{ingestion}
Dioxines	$3,4.10^{-9}$	$3,7.10^{-3}$
HAP	$8,1.10^{-10}$	$1,3.10^{-3}$
Arsenic	$2,0.10^{-9}$	$1,3.10^{-2}$

Compte-tenu des hypothèses majorantes prises en compte pour le calcul de l'excès de risque individuel par contact cutané, le tableau ci-dessus montre que cette voie est effectivement négligeable par rapport à l'exposition par ingestion.

5.2.4. L'estimation des fractions particulaire et gazeuse des polluants organiques dans l'air ambiant

La fraction de polluants organiques sous forme gazeuse dans l'air (Fv) a été estimée à partir des équations 8 et 9⁴, présentées dans le rapport [2]. Il s'agit des équations proposées par Bidleman [18] et dont l'utilisation est recommandée par l'US EPA dans le document d'évaluation des risques liés aux dioxines [16], compte-tenu des problèmes métrologiques pour définir par la mesure cette partition.

L'USEPA indique que les estimations des fractions particulaire et gazeuse obtenues pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques par ce modèle sont particulièrement bonnes par rapport aux mesures. En revanche pour les dioxines, les prédictions du modèle sont très divergentes des valeurs mesurées.

Compte-tenu des paramètres retenus dans l'étude conduite pour cette grande installation de combustion, l'application des équations citées ci-dessus indique que 71 % de la 2,3,7,8 TCDD est sous forme gazeuse dans l'air ambiant et 29 % sous forme particulaire. L'US EPA, dans des conditions similaires, donne la répartition suivante : 51 % sous forme gazeuse et 49 % sous forme particulaire. Cette différence est liée au fait que l'US EPA estime Fv à l'aide de la pression de vapeur du polluant en phase liquide (P_L^o), mesurée à 25°C (et non modélisée à l'aide de l'équation (9) du rapport [2] à partir de la pression de vapeur du polluant en phase solide), puis ajustée par calcul à la température ambiante. Or la valeur de (P_L^o) obtenue par mesure est supérieure à celle obtenue par modélisation.

Quant aux mesures de Fv, elles donnent pour la 2,3,7,8 TCDD, la répartition suivante dans l'air ambiant : 90 % sous forme gazeuse et 10 % sous forme particulaire.

⁴ L'équation 8 permet de calculer la fraction de polluants organiques sous forme gazeuse en fonction de la surface moyenne des particules d'aérosols et de la pression de vapeur du polluant en phase liquide.

L'équation 9 donne la pression de vapeur du polluant en phase liquide à partir de la pression de vapeur du polluant en phase solide.

Le remplacement de la valeur de Fv utilisée dans l'étude initiale par la valeur estimée par l'US EPA tend à augmenter l'estimation de l'excès de risque individuel lié à l'exposition aux dioxines par ingestion de 8 % et l'ERI total (toutes substances et toutes voies confondues) de 4 % dans le cas B.

A l'inverse, une diminution de Fv pour les HAP aurait tendance à réduire légèrement le niveau d'excès de risque individuel.

5.2.5. La non prise en compte de la contamination du lait maternel par les HAP

Le transfert des polluants dans le lait maternel n'a été pris en compte que pour les dioxines. A cet égard, le guide méthodologique HHRAP ne recommande la prise en compte de cette voie d'exposition que pour les dioxines et les furannes. Des simulations de calcul réalisées avec un outil de calcul comme CALTOX, en utilisant les valeurs de paramètres fournies par défaut montrent que cette voie d'exposition est négligeable pour les autres substances considérées dans cette étude, à l'exception du benzo(a)pyrène.

Si l'on utilise le coefficient de transfert du benzo(a)pyrène vers le lait maternel fourni par CALTOX, à savoir 0,44 j/kg de lait, pour estimer l'exposition par ingestion de lait maternel, l'ERI lié aux hydrocarbures aromatiques polycycliques augmente de 2,5 % et l'ERI total (toutes substances et toutes voies confondues) augmente de 1 % dans le cas B.

L'effet cumulé des éléments décrits dans les chapitres 5.2.1 à 5.2.5 tend à réduire légèrement l'estimation de l'excès de risque individuel (réduction de 5 % de l'ERI par ingestion, toutes substances confondues dans le cas B).

Compte-tenu des éléments de calcul disponibles, ces essais de calcul ne mettent pas en évidence que les cinq hypothèses retenues et analysées ci-dessus aient un impact important sur les estimations fournies.

5.3. INCERTITUDES ENTOURANT LA DÉFINITION DES PARAMÈTRES

Une analyse semi-quantitative de l'incertitude des paramètres vis-à-vis desquels le modèle s'avère le plus sensible a été réalisée.

L'analyse a porté sur l'excès de risque individuel qui est majoritairement lié à l'exposition par ingestion. Comme dans les paragraphes précédents, les résultats du cas B, que l'on peut considérer comme majorant, mais pas irréaliste (en l'absence d'information sur les modes de vie, d'alimentation et de production locale), sont pris en référence.

Les paramètres dont les variations sont susceptibles d'avoir un effet sensible sur le résultat peuvent être mis en évidence par une analyse des résultats, où les principales voies et substances et les principaux modes de transfert contribuant au risque sont relevés.

Ainsi, les substances et les matrices contribuant à plus de 5 % à l'ERI total sont :

- Les dioxines dans le lait maternel, le lait de vache, la viande de bœuf et la viande de volaille. D'après le modèle, la contamination du lait de vache et de la viande de bœuf est due à 75 % au fourrage ingéré par le bétail, principalement contaminé par absorption foliaire des dioxines présentes dans l'air sous forme gazeuse. Quant à la contamination du lait maternel, elle dépend de l'exposition de la mère et donc principalement de son exposition par ingestion de lait, de produits laitiers et de viande ;

- Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le lait de vache et la viande de bœuf. La contamination du lait de vache et de la viande de bœuf est liée au fourrage ingéré, contaminé par absorption foliaire des hydrocarbures aromatiques polycycliques présents sous forme gazeuse dans l'air ;
- L'arsenic dans la viande de bœuf. D'après le modèle, la viande de bœuf est principalement contaminée par le fourrage ingéré par le bétail, la contamination du fourrage se faisant par translocation à partir du sol.

Les paramètres intervenant dans la quantification de ces doses d'expositions sont ceux que l'analyse des incertitudes paramétriques doit privilégier.

Une analyse de sensibilité monoparamétrique, consistant à faire varier la valeur de chacun des paramètres d'entrée un à un (en laissant les autres paramètres à leur valeur nominale) et à mesurer l'impact de cette variation sur la variable de sortie a également été réalisée. Concrètement, une variation de 10 % a été imposée à chaque paramètre d'entrée et ceux pour lesquels ce traitement engendrait une variation de l'ERI supérieure à 1 % ont été relevés.

La liste des paramètres ainsi mis en évidence concorde étroitement avec ceux identifiés par l'analyse des contributions à l'ERI. A cette liste doivent être ajoutés les paramètres, qui ne sont pas ressortis des analyses précédentes de manière prioritaire, mais qui compte-tenu de leurs larges intervalles d'incertitudes et/ou de variabilités pourraient faire varier le résultat. Dans cette étude, aucun paramètre supplémentaire ne semble jouer de manière significative sur les résultats.

Ensuite, l'INERIS a défini, grâce à une courte recherche bibliographique, les valeurs minimales et maximales entre lesquelles chacun des paramètres de la liste établie pouvait raisonnablement varier. L'ERI a été recalculé pour ces deux bornes. L'ensemble de ces résultats est présenté dans les tableaux suivants.

Tableau 15 : Paramètres environnementaux et impact de leurs variations sur l'ERI

Paramètres	Valeur ponctuelle utilisée dans l'étude	Sens de variation de l'ERI / au paramètre	Valeurs minimales (Vmin) – Valeurs maximales (Vmax)	Origine des Vmin et Vmax Commentaires	Variation de l'ERI
Vitesse de dépôt des particules (cm/s)	2	+	0,35 - 2	V _{min} : vitesse de dépôt global (particules et gaz) fournie dans [9] divisée par 2 V _{max} : valeur majorante retenue pour la modélisation de la dispersion atmosphérique (communication orale EDF)	1,4.10 ⁻⁶ - 1,8.10 ⁻⁶
Vitesse de dépôt des gaz (cm/s)	1	+	0,35 - 1	V _{min} : vitesse de dépôt global (particules et gaz) fournie dans [9] divisée par 2 V _{max} : valeur majorante retenue pour la modélisation de la dispersion atmosphérique (communication orale EDF)	1,6.10 ⁻⁶ - 1,8.10 ⁻⁶
Température ambiante (°C)	20	-	11,9 - 20	V _{min} : température moyenne annuelle à Nantes V _{max} : température ambiante conventionnelle prise par défaut [16]	1,8.10 ⁻⁶ - 1,9.10 ⁻⁶
Epaisseur de la couche de sol (pour la modélisation de l'ingestion de sol) (m)	10 ⁻²	-	5.10 ⁻³ – 2.10 ⁻²	V _{min} : valeur conventionnellement retenue divisée par 2 V _{max} : valeur retenue pour l'évaluation des risques liés aux dioxines par l'US EPA [16]	1,6.10 ⁻⁶ - 2,3.10 ⁻⁶
Masse volumique de la couche de sol (pour la modélisation de l'ingestion de sol) (kg/m ³)	1300	-	955-1866	V _{min} et V _{max} : 10 ^{ème} et 90 ^{ème} percentile de la loi normale définie à partir des mesures effectuées sur les sols des vallées alluviales et disponibles dans la base de données Sylvestre [19]	1,7.10 ⁻⁶ - 2,0.10 ⁻⁶
Teneur en matière sèche de l'herbe (-)	0,2	-	0,14 – 0,22	V _{min} et V _{max} : 10 ^{ème} et 90 ^{ème} percentile d'une distribution de valeurs issues d'un exemple d'un guide méthodologique sur le pâturage [20]	1,7.10 ⁻⁶ - 2,2.10 ⁻⁶

Tableau 15 (suite) : Paramètres environnementaux et impact de leurs variations sur l'ERI

Paramètres	Valeur ponctuelle utilisée dans l'étude	Sens de variation de l'ERI / au paramètre	Valeurs minimales (Vmin) – Valeurs maximales (Vmax)	Origine des Vmin et Vmax Commentaires	Variation de l'ERI
Rendement de biomasse aérienne de l'herbe (kg sec/m ²)	0,24	-	0,20-0,50	V _{min} : valeur correspondant à l'herbe [21] V _{min} : valeur correspondant au foin [21]	1,7.10 ⁻⁶ - 1,8.10 ⁻⁶
Fraction du dépôt interceptée par l'herbe (-)	0,5	+	0,4 – 0,6	V _{min} et V _{max} : valeurs minimale et maximale utilisée pour l'herbe et le foin dans l'étude [19]	1,8.10 ⁻⁶ - 1,8.10 ⁻⁶

Tableau 16 : Paramètres d'exposition et impact de leurs variations sur l'ERI

Paramètres	Valeur ponctuelle utilisée dans l'étude	Sens de variation de l'ERI / au paramètre	Valeurs minimales (Vmin) – Valeurs maximales (Vmax)	Origine des Vmin et Vmax	Variation de l'ERI
Quantité d'herbe ingérée par le bœuf (kg frais/jour)	60	+	36 - 60	V _{min} : 7,2 kg/j de matière sèche (soit 36 kg de matière fraîche à 80 % d'humidité) (valeur attendue d'après [22]) V _{max} : 12 kg/j de matière sèche (soit 60 kg de matière fraîche à 80 % d'humidité) [8] [9]	1,5.10 ⁻⁶ - 1,8.10 ⁻⁶
Quantité d'herbe ingérée par la vache (kg frais/jour)	16	+	50 - 80	V _{min} : 10 kg/j de matière sèche (soit 50 kg de matière fraîche à 80 % d'humidité) a été retenue comme estimation basse de la quantité de fourrage ingérée par une vache laitière [19] V _{max} : 16 kg/j de matière sèche (soit 80 kg de matière fraîche à 80 % d'humidité) [8] [9]	1,5.10 ⁻⁶ - 1,8.10 ⁻⁶
Quantité de sol ingéré par tête de volaille (g/j)	L'analyse des contributions à l'ERI, l'estimation de l'exposition aux dioxines s'avère sensible à la valeur de ce paramètre. Mais, les coefficients de transfert vers les oeufs et la viande de volaille ont été définis à partir des données d'une publication Stephens et al. [4] prenant pour hypothèse de calcul une ingestion de 100 g de sol contaminé par jour et par tête de volaille. Pour estimer l'exposition aux dioxines, une valeur de 100 g/j de sol a donc été retenue. Tout ajustement de la valeur de ce paramètre doit s'accompagner d'un ajustement symétrique de la valeur des coefficients de transfert des dioxines vers les œufs et la viande de volaille (pour l'estimation des expositions liées aux autres substances, la valeur de 200 g/j fixée initialement a été conservée [2])				
Poids des individus des différentes classes d'âge	Cf. les valeurs utilisées pour les différentes classes d'âge [2]	-	Valeurs diminuées de 10 % - Valeurs augmentées de 10 %	Les données utilisées pour les différentes classes d'âge sont des valeurs moyennes issues de différentes enquêtes. Une variation de 10 % sur ces valeurs est introduite pour tenir compte de l'incertitude pouvant entacher la définition de ces différentes valeurs. Ces variations ne tiennent pas compte de la variabilité individuelle	1,6.10 ⁻⁶ - 2,0.10 ⁻⁶
Quantité de viande de bœuf (et produits carnés assimilés) ingérée par un adulte (kg/j)	0,098*	+	0,098 – 0,126	V _{min} et V _{max} : valeurs minimales et maximales des quantités moyennes de viande de bœuf et de porc consommées selon 3 enquêtes alimentaires (citées dans [19])	1,8.10 ⁻⁶ - 1,9.10 ⁻⁶

Tableau 16 (suite) : Paramètres d'exposition et impact de leurs variations sur l'ERI

Paramètres	Valeur ponctuelle utilisée dans l'étude	Sens de variation de l'ERI / au paramètre	Valeurs minimales (Vmin) – Valeurs maximales (Vmax)	Origine des Vmin et Vmax	Variation de l'ERI
Quantité de fromage, beurre et ultra-frais ingéré par un adulte (kg/j)	0,128	+	0,128 – 0,250*	V _{min} et V _{max} : valeurs minimales et maximales des quantités moyennes de produit laitiers consommés par l'adulte selon 3 enquêtes alimentaires [19] [23]	1,8.10 ⁻⁶ - 2,0.10 ⁻⁶
Quantité de lait maternel ingéré par un nourrisson (l/j)	0,700	+	0,664 – 0,835	V _{min} et V _{max} : intervalle de confiance à 95% de la consommation moyenne de lait maternel par des nourrissons de 1 à 6 mois d'après les études rapportées dans US EPA [11]	1,8.10 ⁻⁶ - 1,9.10 ⁻⁶
Taux de lipides dans le lait maternel (-)	0,03	+	0,025 – 0,04	V _{min} et V _{max} : intervalle de valeurs fréquemment mesurées [24]	1,7.10 ⁻⁶ - 1,9.10 ⁻⁶
Poids de la femme allaitante (kg)	60	+	60 - 75	V _{min} : Poids moyen des femmes sans prise de poids liée à la grossesse ou à l'allaitement ([25], valeur arrondie) V _{max} : Poids moyen des femmes avec une prise de poids de 15 kg	1,8.10 ⁻⁶ - 1,9.10 ⁻⁶
Fréquence d'exposition (j/an)	365	+	348,5 - 365	V _{min} : Nombre de jours par an amputé du nombre moyen de jours où les Français partent en vacances d'après les données INSEE disponibles dans [26] V _{max} : nombre de jours par an – Hypothèse maximale d'une exposition à plein temps	1,7.10 ⁻⁶ - 1,8.10 ⁻⁶

* : l'application simultanée des mêmes facteurs de variation sur les consommations de viande bovine et de produits laitiers pour toutes les classes d'âge ne conduit pas à une modification sensible de l'ERI (l'augmentation de 30 % des consommations de viande bovine pour toutes les classes d'âge simultanément donne un ERI de 1,9.10⁻⁶ et une augmentation de 95 % des consommations de beurre, de fromage et d'ultra-frais pour toutes les classes d'âge simultanément donne un ERI de 2,2.10⁻⁶)

Tableau 17 : Paramètres physico-chimiques et impact de leurs variations sur l'ERI

Paramètres	Valeur ponctuelle utilisée dans l'étude	Sens de variation de l'ERI / au paramètre	Valeurs minimales (Vmin) – Valeurs maximales (Vmax)	Origine des Vmin et Vmax Commentaires	Variation de l'ERI
Polychlorodibensodioxines / Polychlorodibenzofurannes (PCDD/PCDF)					
Coefficient de transfert air- plante pour le fourrage (m ³ /kg frais)	1,0.10 ⁴	+	8,3.10 ³ – 2,4.10 ⁴	V _{min} et V _{max} : intervalle de variation proposé dans [3]	1,7.10 ⁻⁶ - 2,2.10 ⁻⁶
Coefficient de transfert vers la matière grasse du lait (j/kg)	1,8.10 ⁻¹	+	1,4.10 ⁻¹ – 2,7.10 ⁻¹	V _{min} et V _{max} : intervalle de variation proposé dans [3]	1,7.10 ⁻⁶ – 2,0.10 ⁻⁶
Coefficient de transfert vers la viande de bœuf (j/kg)	3,4.10 ⁻²	+	1,4.10 ⁻² – 5,1.10 ⁻²	V _{min} et V _{max} : intervalle de variation du coefficient de transfert vers la matière grasse proposé dans [3] et pondéré par le taux de matière grasse de la viande : 10 à 19 % fourni dans [10]	1,7.10 ⁻⁶ - 1,9.10 ⁻⁶
Coefficient de transfert vers la viande de volaille (j/kg)	24,7	+	16,5 - 32,1	V _{min} * : valeur retenue pour le 2,3,4,7,8 PCDF (substance dont la contribution au flux exprimé en I-TEQ est la plus forte d'après le <i>Tableau 10</i>) dans [3] et application d'un facteur de biodisponibilité dans le sol minorant V _{max} * : valeur retenue pour la 2,3,7,8 TCDD dans [3] et application d'un facteur de biodisponibilité dans le sol majorant	1,7.10 ⁻⁶ - 1,9.10 ⁻⁶
Coefficient de transfert vers les œufs (j/kg)	24,5	+	19,9 - 38,5	V _{min} * : valeur retenue pour la 2,3,7,8 TCDD dans [3] et application d'un facteur de biodisponibilité dans le sol minorant V _{max} * : valeur retenue pour le 2,3,4,7,8 PCDF dans [3] (substance dont la contribution au flux exprimé en I-TEQ est la plus forte d'après le <i>Tableau 10</i>) et application d'un facteur de biodisponibilité dans le sol majorant	1,8.10 ⁻⁶ - 1,9.10 ⁻⁶

Tableau 17 (suite) : Paramètres physico-chimiques et impact de leurs variations sur l'ERI

Paramètres	Valeur ponctuelle utilisée dans l'étude	Sens de variation de l'ERI / au paramètre	Valeurs minimales (Vmin) – Valeurs maximales (Vmax)	Origine des Vmin et Vmax Commentaires	Variation de l'ERI
Coefficient de transfert dans le lait maternel	0,22	+	0,19 – 0,25	V _{min} et V _{max} : intervalle de variation proposé dans [3]	1,8.10 ⁻⁶ - 1,8.10 ⁻⁶
Rapport de biodisponibilité des dioxines entre le sol et les autres matrices pour la viande de bœuf et le lait de vache	1	+	0,5 – 0,8	V _{min} et V _{max} : valeurs proposées par l'US EPA [16]	1,7.10 ⁻⁶ - 1,8.10 ⁻⁶
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)					
Pression de vapeur (Pa)	7,3.10 ⁻⁷	+	6,6.10 ⁻⁷ – 7,5.10 ⁻⁷	V _{min} et V _{max} : intervalle de variation proposé dans fiche INERIS [27]	1,8.10 ⁻⁶ - 1,8.10 ⁻⁶
Constante de Henry (Pa.m ³ /mol)	4,05.10 ⁻²	-	3,3.10 ⁻² – 5,0.10 ⁻²	V _{min} et V _{max} : intervalle de variation proposé dans fiche INERIS [27]	1,7.10 ⁻⁶ - 1,9.10 ⁻⁶
Log Kow	6	+	5,8 – 6,7	V _{min} et V _{max} : intervalle de variation proposé dans fiche INERIS [27]	1,4.10 ⁻⁶ - 1,8.10 ⁻⁵
Arsenic					
Coefficient de transfert vers la viande de bœuf (j/kg)	2.10 ⁻²	+	2.10 ⁻³ – 2.10 ⁻²	V _{min} : valeur proposée dans [8] V _{max} : valeur proposée dans [28]	1,6.10 ⁻⁶ - 1,8.10 ⁻⁶

* : Les coefficients de transfert vers la viande de volaille (j/kg) proposés dans [3] ont été définis à partir d'une étude de contamination des animaux à partir du sol. Une valeur moyenne de 0,65 a été attribuée au rapport de biodisponibilité des dioxines entre le sol et les autres matrices. Ici les valeurs minimale et maximale attribuées au coefficient de transfert vers la viande de volaille sont estimées en tenant compte de l'intervalle d'incertitude entourant ce rapport de biodisponibilité

Si l'on affecte à l'ensemble de ces paramètres, les valeurs minorant le risque d'une part et celles majorant le risque d'autre part, l'ERI total toutes voies et toutes substances confondues varie de 3.10^{-7} à 5.10^{-5} . Si l'on intègre en plus une incertitude de +/- 50 % sur les concentrations atmosphériques modélisées (communication personnelle : niveau d'incertitude estimé par des experts de la dispersion atmosphérique) qui servent à calculer le terme source des expositions par ingestion, l'ERI total peut varier de 2.10^{-7} à 7.10^{-5} .

Dans le cas majorant, 87 % du risque est alors lié à l'ingestion de viande de bœuf, de lait, de produits laitiers contaminés par les hydrocarbures aromatiques polycycliques. Or ces voies d'exposition sont entachées d'une incertitude forte. En effet, les coefficients de transfert des hydrocarbures aromatiques polycycliques vers le lait, la viande et le facteur de bioconcentration plante-air ont été définis à l'aide de relations de corrélation faisant intervenir le coefficient de partage octanol-eau, faute de données spécifiques. L'incertitude liée à l'utilisation de ce type de relations génère une incertitude à laquelle s'ajoute celle liée à la valeur du coefficient de partage octanol-eau du benzo(a)pyrène (substance dont les valeurs de paramètres ont été utilisées pour estimer le devenir des six molécules de HAP cancérigènes pris en compte dans l'étude). Ainsi, lorsque la valeur affectée au log Kow du benzo(a)pyrène passe de 5,8 à 6,7 (les valeurs de tous les autres paramètres restant égales par ailleurs), l'ERI lié aux hydrocarbures aromatiques polycycliques augmente de $2,4.10^{-7}$ à $1,7.10^{-5}$.

Les valeurs affectées, lors des différents calculs, aux coefficients de transfert vers le lait et la viande et au facteur de bioconcentration plante-air des HAP ont été comparées aux valeurs fournies par défaut dans la base de données d'outils de calculs classiques, comme CALTOX [29, 30] et le guide méthodologique HHRAP (cf. tableau 18).

Les valeurs disponibles dans ces deux modèles ont, elles aussi, été estimées à partir de relations de corrélation. Dans la plupart des cas, il s'agit des mêmes relations que celles utilisées pour cette étude. Mais, d'après le tableau suivant, il apparaît que les bornes supérieures des intervalles de variation testées dans cette étude sont bien supérieures aux valeurs retenues dans CALTOX [31] et HHRAP.

Concernant le facteur de bioconcentration plante-air, il convient de préciser que les auteurs du guide méthodologique HHRAP recommandent de diviser les valeurs obtenues à partir de la relation définie par Bacci (équation 23 du rapport [2]) par 100. Mais en l'absence de données précises justifiant l'emploi de ce facteur de division (publication citée sans références précises et n'ayant pu être trouvée), l'INERIS n'a pas introduit ce facteur dans les formules de calcul utilisées dans cette étude.

Tableau 18 : Comparaison des valeurs de coefficients de transfert du BaP

Paramètres	Valeurs minorant le risque	Valeur utilisée dans l'étude	Valeurs majorant le risque	Valeurs fournies dans HHRAP	Valeurs fournies dans CALTOX
Coefficient de transfert de l'air vers la partie aérienne des plantes (m ³ /kg frais)	2,2.10 ⁶	4,3.10 ⁶	3,0.10 ⁷	2,9.10 ⁶	5,9.10 ⁵ (version 2.3) 7,7.10 ⁴ (version 4.0)
Coefficient de transfert vers la viande de bœuf (j/kg)	1,6.10 ⁻²	2,5.10 ⁻²	1,3.10 ⁻¹	3,4.10 ⁻²	2,9.10 ⁻²
Coefficient de transfert vers le lait de vache (j/kg)	5,0.10 ⁻³	7,9.10 ⁻³	4,0.10 ⁻²	1,1.10 ⁻²	8,8.10 ⁻³

Enfin, la borne supérieure de l'intervalle de variation de l'ERI (7.10⁻⁵) correspond à une approche d'estimation très majorante par rapport aux approches habituelles. Dans ces conditions de calcul, l'exposition est principalement due aux HAP par la consommation de lait, de viande et de fourrage, dont les concentrations ont par exemple été estimées à l'aide de coefficients de transfert qui sont alors supérieurs d'un facteur 4 à 400 aux valeurs classiquement utilisées.

6. DISCUSSION COMPLÉMENTAIRE ET CONCLUSION

6.1. APPROFONDISSEMENT APPORTÉ À L'ÉTUDE ET IMPACT SUR LES RÉSULTATS

Dans le cadre de cette mise à jour de l'étude d'évaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion, bon nombre des hypothèses jugées trop majorantes à l'issue du premier rapport d'étude [2] sur les expositions par voies indirectes ont fait l'objet d'un travail d'approfondissement.

Ainsi, l'ensemble des paramètres physico-chimiques et des coefficients de transfert de la 2,3,7,8 TCDD utilisés dans cette étude pour estimer les niveaux d'exposition aux dioxines ont été réévalués sur la base d'une analyse critique approfondie de la littérature. La valeur de l'excès de risque unitaire proposée par l'US EPA pour la 2,3,7,8 TCDD a été révisée en tenant compte des derniers documents provisoires disponibles. La dose d'exposition aux dioxines par consommation de produits laitiers a été recalculée en tenant compte du pourcentage de matière grasse propre à chacun des produits. Enfin, la contamination de l'herbe de pâturage à partir du sol a été réévaluée en considérant que l'emprise des racines allait de 0 à 10 cm de profondeur et en calculant la concentration de polluant accumulé dans une couche de 10 cm d'épaisseur.

Ce travail sur les hypothèses de calcul a conduit à une réduction de toutes les estimations de niveaux de risque obtenues pour la voie orale. La réduction est :

- comprise entre un facteur 30 et 40 pour l'excès de risque individuel lié aux dioxines selon les cas,
- de l'ordre d'un facteur 20 pour l'excès de risque individuel lié aux différentes substances,
- comprise entre un facteur 3 et 6,5, selon les cas, pour l'indice de risque lié aux différentes substances,
- comprise entre un facteur 6 et 9 pour l'indice de risque subchronique lié aux dioxines.

Parmi les 4 cas étudiés dans le rapport [2], le premier, supposant que les aliments pris en compte dans l'étude (fruits, légumes, lait, produits laitiers, viandes et œufs) proviendraient intégralement de la maille (500 m x 500 m) supportant les plus fortes retombées, paraît irréaliste. **Dans une optique qui reste conservatoire, il est alors préférable de retenir les résultats obtenus pour un scénario où tous les aliments pris en compte dans l'étude proviendraient de l'ensemble de la zone d'étude.** Compte-tenu d'une dispersion relativement faible, les calculs réalisés à partir des retombées moyennes ne provoquent pas un effet de dilution excessif (les retombées maximales modélisées sont environ 3 fois supérieures aux retombées moyennes sur toute la zone d'étude).

Pour ce scénario et avec les nouvelles conditions de calcul rappelées ci-dessus, l'estimation de :

- **l'excès de risque individuel, toutes substances et toutes voies d'exposition confondues (inhalation et ingestion), est de $1,8 \cdot 10^{-6}$. Il est lié à 94 % à l'exposition par ingestion. Il est dû à 52 % aux dioxines et à 34 % aux hydrocarbures aromatiques polycycliques ;**
- **l'indice de risque chronique, toutes substances et toutes voies d'exposition confondues (inhalation et ingestion), est de $7,9 \cdot 10^{-2}$. Il dépend au 2/3 de l'exposition par inhalation et pour moitié des NOx ;**

- **l'indice de risque subchronique est de $3,4.10^{-3}$. Il est dû aux dioxines.**

6.2. DISCUSSION DES INCERTITUDES ET SIGNIFICATION DES RÉSULTATS OBTENUS

Les différentes sources d'incertitudes liées à l'estimation de l'exposition par voie orale, dont la modélisation nécessite le recours à une série d'hypothèses, ont été discutées dans le cadre de ce rapport. Les incertitudes liées à la modélisation de l'exposition par voie respiratoire ont été discutées dans le rapport [1].

D'une manière générale, les hypothèses déroulées tout au long de l'étude relèvent d'une approche qui se veut prudente.

Ainsi le scénario dont les résultats sont rappelés ci-dessus tient compte d'une exposition de la population 365 jours par an, pendant 30 ans, sur la commune affectée par les concentrations atmosphériques liées à l'installation les plus élevées, avec une consommation de produits frais et une alimentation des animaux producteurs provenant intégralement de la zone d'étude (de 30 km de rayon).

Au-delà d'un certain nombre de **simplifications introduites dans le modèle, qui correspondent à l'état de l'art et des connaissances** et qui **aujourd'hui restent difficilement quantifiables**, quelques hypothèses de calcul alternatives à celles initialement retenues ont été testées. **Leur effet est apparu négligeable sur les risques liés aux expositions indirectes.**

Des essais de calcul ont également été réalisés pour tester l'effet des incertitudes liées aux paramètres du modèle. En attribuant à l'ensemble des paramètres ayant un impact sensible sur le résultat une valeur majorante (et en tenant compte également de l'incertitude sur les concentrations atmosphériques modélisées), une valeur maximale de 7.10^{-5} a été obtenue pour l'excès de risque individuel, toutes substances et toutes voies confondues. Dans ces conditions très majorantes (paramètres de transfert du benzo(a)pyrène 4 à 400 fois supérieures aux valeurs classiquement utilisées) par rapport à la nature des hypothèses habituellement retenues dans ce type d'étude, la part du risque attribuable aux hydrocarbures aromatiques polycycliques devient prépondérante (87 %), compte-tenu de fortes incertitudes sur les paramètres physico-chimiques et sur les coefficients de transfert de ces substances.

De plus, l'exposition aux hydrocarbures aromatiques polycycliques due aux retombées atmosphériques de l'installation a été fortement surestimée dans cette étude, du fait des hypothèses retenues de biodisponibilité totale et d'absence de métabolisation de ces polluants chez les animaux producteurs de viande, de lait et d'œufs.

Ainsi, les travaux réalisés par Rychen et al [32] semblent indiquer que le taux de transfert des hydrocarbures aromatiques polycycliques dits « lourds » dans le lait de chèvre est très limité. 103 heures après administration à des chèvres par voie orale de benzo(a)pyrène marqué au ^{14}C , 88 % de la radioactivité a été retrouvé dans les fèces, 6,3 % a été éliminée par voie urinaire et seulement 0,2 % de cette radioactivité a été retrouvée dans le lait.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont également connus pour être des substances fortement métabolisées par les organismes supérieurs. Or, l'estimation des coefficients de transfert du benzo(a)pyrène à partir des relations de Travis et al. [33] ne tient pas compte des phénomènes de métabolisation, car, selon Hofelt et al.[34], ces relations ont été établies à partir de substances résistantes à ces processus. C'est la raison pour laquelle, ces derniers auteurs, constatant une surestimation importante des risques liés aux hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les évaluations avec exposition par la chaîne alimentaire ont calculé des facteurs de métabolisation pour ces substances à partir de la littérature. Appliquant un facteur d'incertitude de 10, ils préconisent une valeur majorante de 0,01 pour ce facteur de métabolisation.

L'application de ce facteur de métabolisation dans notre modèle reviendrait en fait à diviser les concentrations d'hydrocarbures aromatiques polycycliques calculées dans la viande, les laitages et les œufs par un facteur 100. **En utilisant les valeurs de paramètres retenues pour l'étude, dont le choix correspondait à une approche prudente, l'excès de risque individuel, toutes substances et toutes voies d'exposition confondues, serait alors de $1,2 \cdot 10^{-6}$ (au lieu de $1,8 \cdot 10^{-6}$) pour les habitants de la commune la plus exposée, en considérant que les aliments frais consommés par cette population proviennent intégralement de la zone d'étude.**

Même en cumulant les valeurs de paramètres majorant l'exposition (ce qui conduit à une approche extrêmement majorante par rapport à celles adoptées classiquement), l'excès de risque individuel, toutes substances et toutes voies d'exposition confondues, resterait limité à 10^{-5} , si l'on tenait compte de ce facteur de métabolisation.

Les résultats obtenus au terme de cette étude par une démarche à la fois prudente et conforme à l'état de l'art ne paraissent donc pas préoccupants.

Enfin, le risque attribuable à l'installation est comparé au risque lié à la présence ubiquitaire des polluants dans l'environnement. Deux approches sont utilisées :

- une comparaison basée sur les niveaux d'exposition,
- une comparaison basée sur les concentrations ubiquitaires de polluants dans les sols et dans l'air en milieu rural. Dans ce cas, le risque lié à ces concentrations ubiquitaires est estimé avec la même méthode de calcul (même scénario, mêmes hypothèses, mêmes équations et mêmes paramètres) que le risque attribuable à l'installation de combustion par exposition indirecte. Cette méthode de comparaison n'est pas totalement juste scientifiquement (car la mobilité des polluants présents dans le sol de manière ubiquitaire peut être différente de celle des polluants émis à l'atmosphère par l'installation et pouvant se déposer sur les sols environnants). Mais elle permet de s'affranchir d'une partie des incertitudes liées au travail de modélisation des expositions réalisé pour l'étude.

Les expositions par voies indirectes jouant un rôle prépondérant pour le risque cancérigène (alors que le risque non cancérigène attribuable à l'installation dépend majoritairement de l'exposition par inhalation) et l'excès de risque individuel étant principalement lié aux dioxines et aux hydrocarbures aromatiques polycycliques, la comparaison porte sur ces deux groupes de substances.

Comparaison basée sur les niveaux d'exposition

D'après l'étude de l'AFSSA [10], l'exposition moyenne de la population française (individus de plus de deux ans) aux dioxines et aux furanes est de 1,3 pg/kg/j. Concernant les HAP, la monographie de l'OMS [35] estime l'apport par ingestion compris entre 0,1 et 10µg/j et la concentration dans l'air inhalé entre 1 et 100 ng/m³. D'après l'estimation de Menzie et al. en 1992 [36], la valeur médiane de l'exposition aux HAP cancérigènes est de 3 µg/j pour un homme adulte américain et cette exposition est principalement liée à l'alimentation.

A partir de ces données, les résultats suivants ont été obtenus.

Tableau 19 : Comparaison du risque cancérigène attribuable à l'installation au risque cancérigène lié à la présence de dioxines et de HAP dans l'alimentation

Substances	Estimation du risque lié à l'exposition de la population par le bruit de fond de contamination de l'alimentation	Risque attribuable à l'installation / Risque lié aux concentrations ubiquitaires
PCDD/PCDF	1,3.10 ⁻³	7.10 ⁻⁴
HAP	3,1.10 ⁻⁴	2.10 ⁻³

Comparaison basée sur les concentrations ubiquitaires de polluants dans les sols et dans l'air en milieu rural

Les concentrations atmosphériques utilisées sont de 0,035 pg/m³ [2] pour les dioxines et de 0,05 ng/m³ pour les HAP (concentration moyenne de benzo(a)pyrène mesurée en milieu rural dans le New Jersey, en concordance avec d'autres sources de données [37]). Pour les sols, les concentrations sont de 0,5 ng TEQ/kg pour les dioxines [2] et de 70 µg/kg pour les HAP (valeur médiane mesurée en milieu rural d'après [36]).

A partir de ces données, les résultats suivants ont été obtenus.

Tableau 19 : Comparaison du risque cancérigène attribuable à l'installation au risque cancérigène lié à la présence ubiquitaire de dioxines et de HAP dans l'air et le sol

Substances	Estimation du risque (inhalation + ingestion) lié aux concentrations ubiquitaires de polluants dans l'air et dans le sol	Risque attribuable à l'installation / Risque lié aux concentrations ubiquitaires
PCDD/PCDF	2,4.10 ⁻³	4.10 ⁻⁴
HAP	1,2.10 ⁻²	5.10 ⁻⁵

Les résultats de cette comparaison montrent que cette grande installation de combustion ne contribue pas à accroître de manière significative les risques cancérigènes, les émissions en dioxines et en HAP représentant, d'après ces calculs, entre 0,01 % et 0,1 % du niveau de risque cancérigène lié à la présence de ces deux groupes de substances dans l'environnement humain.

7. REFERENCES

- [1] INERIS, Boudet, Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion. Rapport final, DRC-03-45956 / ERSA-n°93-CBo, 2003
- [2] INERIS, Bonnard, Evaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion. Rapport final, DRC-03-45956 / ERSA-n°92-RBn, 2003
- [3] INERIS, Bonnard, Paramètres physico-chimiques de transfert des dioxines pour l'évaluation des risques, DRC-03-45959 / ERSA-n°272-RBn, 2003
- [4] Stephens R.D., Petreas M.X., Hayward D.G., Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and furans from soil : chickens as a model for foraging animals, *The science of the total environment*, 175, 1995
- [5] Cocucci, S. et al., 1978. Absorption and translocation of tetrachlorodibenzo-p-dioxine by plants from translocated soil. *Experientia*, 35(4): 482-484.
- [6] US EPA, Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8 tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Part III : Integrated summary and risk characterization for 2,3,7,8 tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. NCEA-ORD, external review draft, EPA/600/P-001Bg, September 2000
- [7] INERIS, Doornaert, Pichard, Bisson, Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), Rapport final, DRC-03-47026- ETSC –Bdo-N°03DR177.doc, 2003
- [8] US EPA, HHRAP : Human Health Risk Assessment Protocol for hazardous waste combustion facilities, Peer review draft, Office of Solid Waste, 1998, EPA/530/0-98/001A
- [9] IRSN, Calmon, méthodologie d'étude d'impact "métaux lourds", document distribué en groupe de travail, 2002
- [10] AFSSA, Dioxines : données de contamination et d'exposition de la population française, Juin 2000
- [11] INSEE, Bertrand, Consommation et lieux d'achat des produits alimentaires en 1991
- [12] US EPA, Exposure Factor Handbook, Volume, 1 : General factors, Office of Research and Development, EPA/600/P-95/002Fa, 1997
- [13] US EPA, Office of the science advisor guidance, Default exposure parameters, Chapter 1, 1992
- [14] INERIS, Evaluation du risque sanitaire résiduel pour les populations fréquentant les plages polluées par le fioul rejeté par l'ERIKA, après dépollution, 2000
- [15] INERIS, Bonnard, Définition de critères d'aide à la décision pour l'arsenic, Ministère chargé de l'Environnement, Groupe de travail Sites et Sols pollués : Santé Publique , Août 1997
- [16] US EPA, Exposure and human health reassessment of 2,3,7,8 tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Part I: Estimating exposure to dioxin-like compounds, Vol 4, chapter 2, Draft final, NCEA-ORD, EPA/600/P-00/001Bd, September 2000

- [17] INERIS, Fiches de données toxicologiques et environnementales – Arsenic et ses dérivés inorganiques, 2000, www.ineris.fr
- [18] Bidleman, T.F., Atmospheric processes : wet and dry deposition of organic compounds are controlled by their vapor-particle partitioning. *Environmental Science and Technology* 22 : 361-367
- [19] Groupe Radioécologique Nord-Cotentin, Analyse de sensibilité et d'incertitude sur le risque de leucémie attribuable aux installations nucléaires du Nord-Cotentin, 2002
- [20] Swiss Agricultural Research, Mosimann, Méthodologie appliquée au pâturage, Guidelines, 2001
- [21] IPSN, Rommens, Etude bibliographique et choix des données par défaut pour les logiciels de calcul des impacts dosimétriques, Note technique SEGR/SAER/97 n°25
- [22] IAEA, Handbook of parameter values for the predictions of radionuclide transfer in temperate environments, 1994
- [23] Volatier, Enquête INCA individuelle et nationale sur les consommations alimentaires, Editions Technique & Documentation, ISBN : 2-7430-0426-6, 2000
- [24] InVS, Etude sur les dioxines et les furanes dans le lait maternel en France, 2000, www.invs.sante.fr/publications/default.htm
- [25] INSEE, Bodier, Le corps change, son image aussi, Collection INSEE PREMIERE, 1995, n°356
- [26] EDF-Gaz de France, Nedellec, Les facteurs humains d'exposition en population française, 2000
- [27] INERIS, Fiches de données toxicologiques et environnementales – Benzo(a)pyrène, 2004, www.ineris.fr
- [28] IRSN, Beaugelin-Sellier, Adaptation du modèle de transfert GT3-GRNC dans un écosystème agricole aux polluants inorganiques non radioactifs, Paramètres de transfert, DPPE/SERLAB/01
- [29] The University of California. CALTOX, a multimedia total exposure model for hazardous-waste sites : The Department of Toxic Substances control (DTSC), 1993
- [30] The University of California. CALTOX version 2.3, Description of modifications and revisions. Berkeley : The Department of Toxic Substances control (DTSC), 1997
- [31] The University of California. Final draft report : Intermedia transfer for contaminants found at hazardous wastes sites : The Department of Toxic Substances Control (DTSC), 1995
- [32] Rychen G., Fismes J., Feidt C., Crépineau C., Schwartz C., Le point des connaissances sur les transferts de HAP dans la chaîne alimentaire, Dioxines et polluants organiques persistants, Journées techniques nationales, Ademe et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 10 & 11 Mars 2004
- [33] Travis C.C., Arms A.D., Bioconcentration of organics in beef, milk and vegetation, *Environmental Science Technology*, Vol.22, n°3, 1988
- [34] Hofelt C. S., Honeycutt M., McCoy J.T., Haws L.C., Development of a metabolim factor for polycyclic aromatic hydrocarbons for use in multipathway risk assessments of hazardous waste combustion facilities, *Regulatory toxicology and pharmacology*, 33, 2001

[35] IPCS INCHEM, Environmental Health Criteria 202, Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons, <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc202.htm>

[36] Menzie C.A., Potocki B.B., Santodonato J., Exposure to carcinogenic PAHs in the environment, Environmental Science Technology, Vol.26, n°7, 1992

[37] ATSDR, Toxicological Health Statement, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/phs69.html>

ANNEXE

EQUATIONS UTILISÉES POUR LE CALCUL DE LA CONSTANTE D'ATTÉNUATION DES POLLUANTS DANS LES SOLS

$$k = k_e + k_r + k_l + k_v \quad (1)$$

k : constante d'atténuation du polluant dans les sols (T^{-1}),

k_e : constante d'atténuation du polluant dans les sols due à l'érosion (T^{-1}),

k_r : constante d'atténuation du polluant dans les sols due au ruissellement (T^{-1}),

k_l : constante d'atténuation du polluant dans les sols due à la lixiviation (T^{-1}).

k_v : constante d'atténuation du polluant dans les sols due à la volatilisation (T^{-1})

2) Calcul de la constante d'atténuation due à l'érosion

$$k_e = \frac{X_e \times SD \times ER}{r \times Z} \times \frac{K_d \times r}{q_w + (K_d \times r)} \quad (2)$$

avec X_e : perte de sol ($M.L^{-2}.T^{-1}$)

SD : ratio d'apport de sédiment (-)

ER : ratio d'enrichissement (-)

ρ : masse volumique du sol ($M.L^{-3}$)

Z : épaisseur de la couche de sol où s'accumule le polluant (L)

K_d : coefficient de partage particules du sol-eau ($L^3.M^{-1}$)

θ_w : teneur en eau du sol (-)

$$X_e = RF \times K \times LS \times C \times PF \quad (3)$$

avec RF : facteur d'érosivité des pluies (T^{-1})

K : facteur d'érodabilité des sols ($M.L^{-2}$)

LS : facteur topographique (-)

C : facteur d'état de la surface du sol (-)

PF : facteur d'aménagement anti-érosif (-)

$$SD = a \times (A_t)^{-b} \quad (4)$$

avec a : coefficient d'interception empirique (-)

b : coefficient de pente empirique (-)

A : surface du bassin versant (L^2)

3) Calcul de la constante d'atténuation due au ruissellement

$$k_r = \frac{RO}{Z} \times \left(\frac{1}{q_w + (K_d \times r)} \right) \quad (5)$$

avec RO : ruissellement (L.T¹)

Z : hauteur de sol (L)

ρ : masse volumique du sol (M.L⁻³)

θ_w : teneur en eau du sol (-)

K_d : coefficient de partage particules du sol-eau (L³.M⁻¹)

4) Calcul de la constante d'atténuation due à la lixiviation

$$k_l = \frac{P + I - RO - Ev}{Z \times (q_w + r \times K_d)} \quad (6)$$

avec P : précipitation annuelle (L.T¹)

I : irrigation (L.T¹)

RO : ruissellement (L.T¹)

Ev : évapotranspiration (L.T¹)

Z : hauteur de sol (L)

ρ : masse volumique du sol (M.L⁻³)

θ_w : teneur en eau du sol (-)

K_d : coefficient de partage particules du sol-eau (L³.M⁻¹)

5) Calcul de la constante d'atténuation due à la volatilisation

$$k_v = K_{eq} \times K_t \quad (7)$$

avec K_t : coefficient de transfert en phase gazeuse (L.T¹)

K_{eq} : constante d'équilibre (L⁻¹)

$$K_t : \frac{Da \times q_a}{Z} \quad (8)$$

avec Da : coefficient de diffusion du polluant dans l'air (L².T⁻¹)

θ_a : teneur en air du sol (-)

Z : hauteur de sol (L)

$$K_{eq} = \frac{H}{Z \times K_d \times R \times T \times r} \quad (9)$$

avec H : constante de Henry (M.L².T⁻².MOL)

R : constante des gaz parfaits (M.L².T⁻².MOL.K⁻¹)

T : température ambiante (K)

K_d : coefficient de partage particules du sol-eau ($L^3.M^{-1}$)

ρ : masse volumique du sol ($M.L^{-3}$)

NOUVEAUX PARAMÈTRES NÉCESSAIRES AU CALCUL DE LA CONSTANTE D'ATTÉNUATION

Tableau 20 : Paramètres environnementaux

Désignation	Sigle	Valeurs
Hauteur de sol (m) en fonction des voies d'exposition	Z	0,01 (ingestion directe de sol) 0,1 (contamination de l'herbe de pâturage) 0,2 (contamination des cultures)
Masse volumique du sol (kg/m ³)	ρ	1300
Teneur en eau du sol (%)	θ_w	20
Teneur en air du sol (%)	θ_a	30
Facteur d'enrichissement (-)	ER	1 pour les substances inorganiques 3 pour les substances organiques
Facteur d'érosivité des pluies (an ⁻¹)	RF	50
Facteur d'érodabilité des sols (kg/m ²)	K	$8,7 \cdot 10^{-2}$
Facteur topographique (-)	LS	1,5
Facteur d'état de la surface du sol (-)	C	0,1
Facteur d'aménagement anti-érosif (-)	PF	1
Coefficient d'interception empirique (-)	a	0,9
Coefficient de pente empirique (-)	b	0,125
Surface du bassin versant (m ²)	A _I	$9 \cdot 10^8$
Ruissellement (m/an)	RO	0,07
Précipitation (m/an)	P	0,7
Irrigation (m/an)	I	0
Evapotranspiration (m/an)	Ev	0,35
Température ambiante (°K)	T	293

Tableau 21 : Paramètres physico-chimiques

Substance	Coefficient de diffusion dans l'air D_a (m ² /an)	Constante de Henry H (Pa.m ³ /mol)
2,3,7,8 Tétrachlorodibenzodioxine	148,3	3,34
Benzo(a)pyrène	160,6	$4,05 \cdot 10^{-2}$
Fluoranthène	123,0	1,50
Naphtalène	170,3	48,9

