

## 5. ETAPE 3 : EVALUATION DE L'EXPOSITION HUMAINE

Cette étape, à la fois qualitative et quantitative, est la plus complexe de l'Etude du Risque Sanitaire. En effet, les caractéristiques physico-chimiques des molécules toxiques et des milieux environnementaux conditionnent les transferts et la biodisponibilité des polluants.

Ainsi, ils jouent un rôle dans les relations entre la concentration dans les milieux et la dose à laquelle est exposé un organisme, de même que la physiologie et le comportement des sujets exposés.

L'étape 3 consiste en :

- l'élaboration des scénarios d'exposition,
- la détermination des doses journalières d'exposition pour la voie d'exposition retenue.

Par souci de simplification, l'étude considérera dès que possible des hypothèses majorantes.

### 5.1. ELABORATION DES SCENARIIS D'EXPOSITION

Les principales voies d'exposition retenues pour les populations avoisinantes sont l'inhalation directe des composés gazeux et particulaires émis par le site et l'ingestion de mercure et de dioxines/furanes via une remontée dans la chaîne alimentaire.

Le scénario d'exposition retenu est par conséquent le suivant :

- ↳ Exposition par inhalation de composés émis à l'atmosphère,
- ↳ Exposition par ingestion (pour le mercure et les dioxines/furanes) :
  - ingestion directe de sol (en particulier chez les enfants),
  - ingestion indirecte via les légumes et fruits « contaminés »,
  - ingestion indirecte via les produits animaux (viande, lait,...); la contamination des animaux provient de l'ingestion directe de sol et de végétaux (herbes, céréales,...).

Le scénario que nous pris en compte dans cette étude est majorant : nous avons considéré le cas d'une famille résidant 24h/24, 365j/an et durant 70 ans

dans la zone où les dépôts au sol et les concentrations dans l'air sont les plus importantes.

Il convient de noter que les zones de concentrations maximales dans l'air ne sont pas systématiquement localisées au même endroit que les zones où les dépôts au sol sont les plus importants. Cependant, dans le cadre d'une démarche simplifiée, nous avons considéré en première approche le cas le plus pénalisant en prenant en considération la valeur de concentration dans l'air maximale et la valeur de dépôt au sol la plus importante obtenue sur le domaine d'étude.

Nous avons considéré que cette famille dispose d'un jardin potager dont elle consomme les produits et de quelques poules. Nous avons également considéré qu'elle consomme occasionnellement de la viande et des produits laitiers provenant de bétail provenant des zones de pâturage les plus exposées (cas majorant et peu probable mais nous avons pris le parti de le considérer).

## **5.2. METHODE DE DETERMINATION DES DOSES JOURNALIERES D'EXPOSITION – MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE**

---

Il s'agit de déterminer à quelles doses de polluants les populations sont exposées. Le risque sanitaire correspondant à cette exposition sera déterminé à partir des résultats de modélisations de la dispersion atmosphérique qui permettent de simuler le transport et la diffusion des polluants (en comparant les valeurs obtenues aux VTR).

### **5.2.1. Présentation du logiciel ARIA Impact**

Le modèle utilisé pour cette analyse statistique est le logiciel ARIA Impact. Ce modèle 2D gaussien permet d'obtenir des cartes d'isoconcentration de polluants et d'isodéposition (dans le cas de substances sous forme particulaire).

Ce logiciel permet d'élaborer des statistiques météorologiques et de déterminer l'impact des émissions rejetées par une ou plusieurs sources ponctuelles, linéiques ou surfaciques. Il permet de simuler plusieurs années de fonctionnement en utilisant des chroniques météorologiques représentatives du site.

Les données nécessaires pour l'utilisation de ce logiciel sont les suivantes :

- Données météorologiques,
- Hauteur h du rejet (m),

- diamètre du point de rejets,
- Température sortie des gaz (°K),
- Vitesse de sortie des gaz (m/s),
- Caractéristiques et flux des composés émis (kg/an).

## 5.2.2. Données retenues pour la modélisation

### 5.2.2.1. *Caractérisation des termes sources*

Par terme source, on entend les caractéristiques du point de rejet (cheminée) :

- Hauteur : 6,05 m,
- Diamètre : 450 mm,
- Vitesse d'éjection minimale des gaz : 8 m/s,
- Flux de polluants : cf tableau de la page 22.

### 5.2.2.2. *Données météorologiques*

La météorologie locale est un paramètre déterminant pour la dispersion des polluants dans l'air. Le vent est le vecteur de la pollution et la turbulence atmosphérique est à l'origine du processus de diffusion.

Les données météorologiques les plus importantes pour les problèmes liés à la pollution atmosphérique sont :

- la direction du vent,
- la vitesse du vent,
- la température extérieure,
- la stabilité de l'atmosphère,
- la pluviométrie (pour les dépôts).

La stabilité de l'atmosphère est le paramètre le plus complexe à connaître car, dans la majorité des cas, elle n'est pas mesurée. Ce paramètre destiné à quantifier les propriétés diffusives de l'air dans les basses couches, conduit à distinguer 6 catégories de stabilité de l'atmosphère.

Classe A : Très fortement instable	Dans de telles situations, la dispersion des polluants est facilitée. Ces situations apparaissent par fort réchauffement du sol. Elles se retrouvent principalement le jour en absence de vent fort.
Classe B : Très instable	
Classe C : Instable	
Classe D : Neutre	Ces situations permettent la dispersion des polluants. Elles correspondent aux situations de

	vents modérés ou à des situations de ciel couvert. Il s'agit de la situation la plus fréquente en zone tempérée.
Classe E : Stable	De telles situations freinent le déplacement des masses d'air. Elles sont induites par des inversions thermiques près du sol, ce qui limite la dispersion des polluants. Ces situations se retrouvent principalement la nuit par vent faible.
Classe F : Très stable	

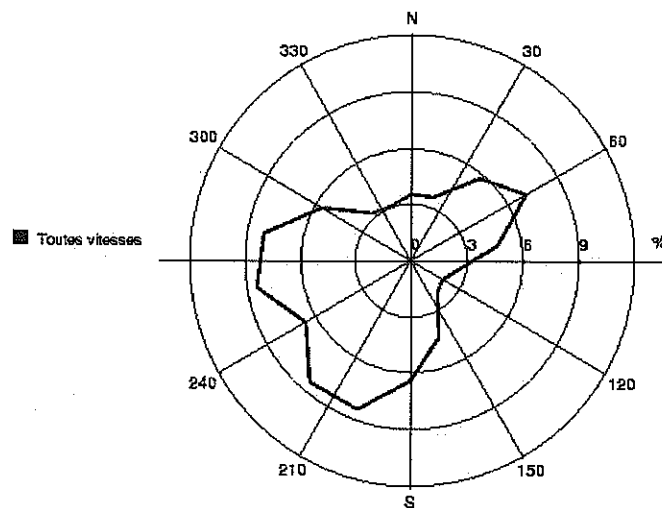
Ces classes de stabilité sont déterminées à partir de la vitesse du vent et de la nébulosité. Ces paramètres, variables dans le temps et dans l'espace, résultent de la superposition de phénomènes atmosphériques à grande échelle (régime cyclonique ou anticyclonique) et de phénomènes locaux (influence de la rugosité, de l'occupation des sols et de la topographie).

C'est pourquoi, il est nécessaire de rechercher des chroniques météorologiques suffisamment longues et complètes, et représentatives de la climatologie du site.

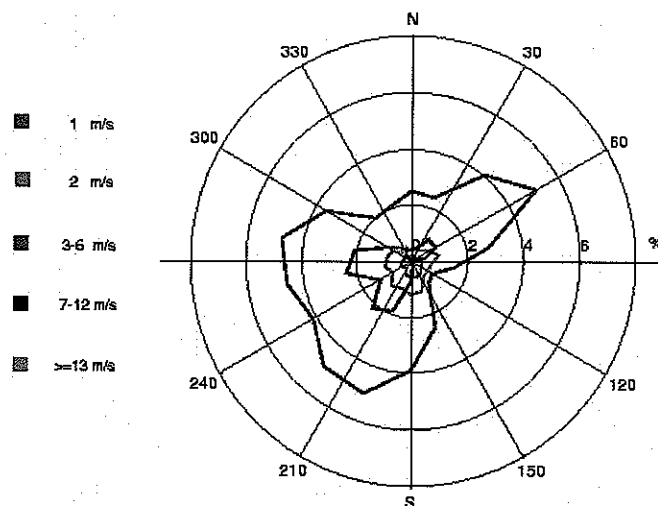
Les données que nous avons utilisées proviennent de la station météorologiques Météo-France la plus proche du site : celle de Lille-Lesquin.

Il s'agit de mesures horaires couvrant une période de 3 années : du 1<sup>er</sup> janvier 2009 au 31 décembre 2011. Une chronique de 3 années est suffisamment longue pour mettre en évidence le comportement climatique de la région (durée minimale recommandée par l'Observatoire des pratiques de l'évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact).

Les figures suivantes présentent les roses des vents établies par le logiciel ARIA Impact à partir des données météorologiques. Les intersections des courbes avec les cercles d'isofréquence indiquent les fréquences d'apparition des vents en fonction de leur direction.



Rose des vents générale de la station de Lille-Lesquin

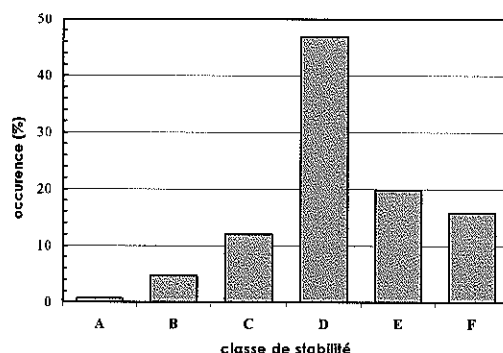


Rose des vents de la station de Lille-Lesquin par classe de vitesse

Les principaux résultats de l'analyse de ces figures sont les suivants :

- La rose des vents générale présente une direction prédominante de Vents du Sud à Ouest ( $180^\circ - 280^\circ$ ). Cette direction représente 48 % des observations,
- Les vents les plus fréquents sont les vents de vitesse comprise entre 3 et 6 m/s (57,7% des occurrences),
- Les vents forts, de vitesse supérieure à 7 m/s, représentent 16,4 % des occurrences ; les vents de vitesses supérieures à 13 m/s sont relativement rares (0,2 % des occurrences).

Par ailleurs, les conditions de dispersion sont plutôt favorables, 46,9 % des observations présentant une atmosphère neutre (la répartition des classes de stabilité est présentée ci-dessous). De plus, la vitesse moyenne du vent (toutes classes confondues) est de 4,14 m/s soit 14,9 km/h et le pourcentage de vents calmes (< 0,9 m/s) est moyen (5,6 %).



### 5.2.2.3. Autres données

Les modélisations ont été effectuées en considérant :

- un domaine d'étude de 5 km x 5 km centré sur l'établissement,
- une occupation du sol de type sols cultivés étant donné le contexte géographique du site,
- les classes de stabilité de Pasquill, qui sont la formulation standard des classes de stabilité,
- le calcul des surhauteurs de cheminées à partir de la formule de Briggs : elle sur-estime les surélévations en cas d'atmosphère instable ; il s'agit de la formule standard EPA,
- une génération d'un profil de vent et de température,
- la prise en compte des vents calmes.

### 5.2.3. Résultats des modélisations

Les résultats de modélisation sont présentés sous forme de cartographies pour chaque composé. Ceux-ci sont exprimés en :

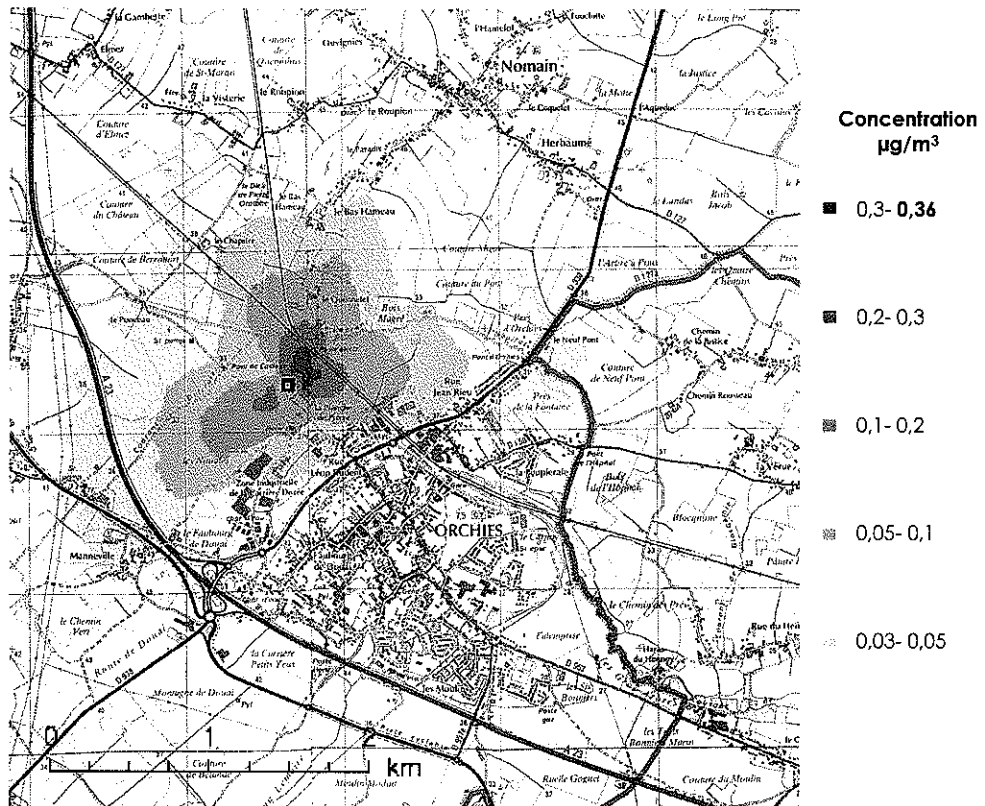
- **concentration moyenne annuelle en polluant dans l'air** au niveau du sol (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour tous les composés,
- **dépôt moyen annuel au sol** (en  $\text{mg}/\text{m}^2$ ) pour les composés sous forme particulaire (mercure et dioxines/furanes). Il s'agit du dépôt total, constitué de la somme du dépôt sec et du dépôt humide (du au lessivage des polluants par la pluie).

Ces résultats ne concernent que la contribution des rejets provenant du projet. Les cartes sont constituées de zones colorées représentant chacune un intervalle de concentrations ou de dépôts au sol.

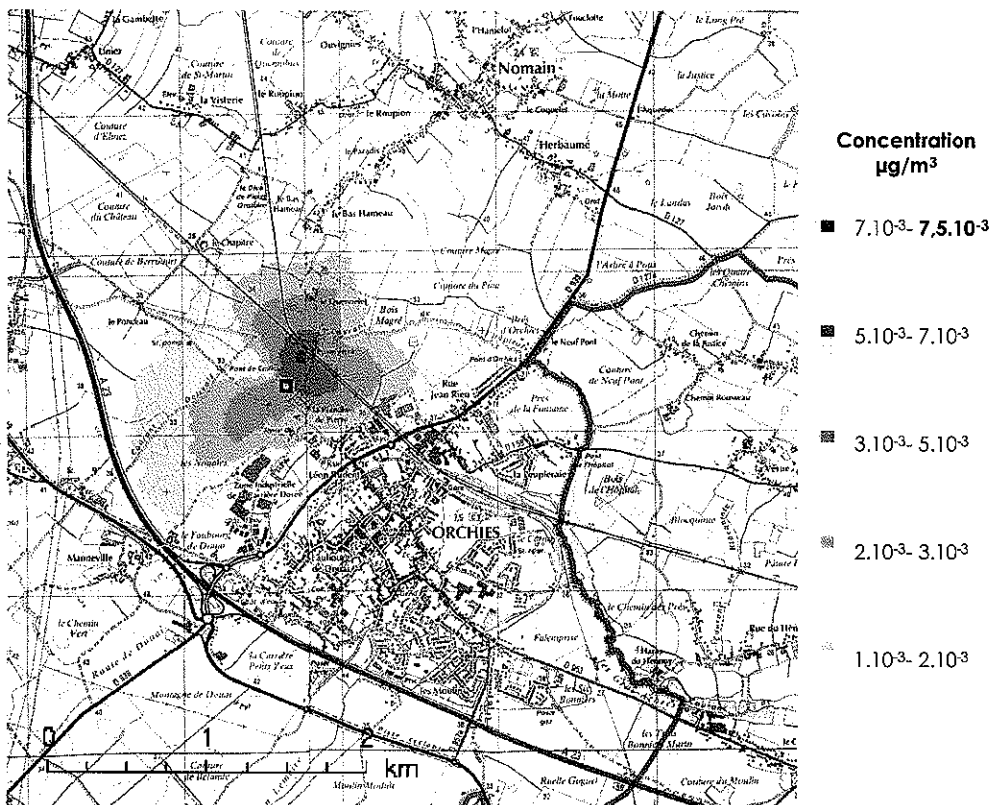
**Pour les concentrations et pour les dépôts au sol, nous avons retenu de manière majorante, les valeurs annuelles maximales modélisées ( $C_{\text{max}}$  et  $D_{\text{max}}$ ), même si ces dernières ne correspondent pas à des zones d'habitation ou de pâturage...**

Ces valeurs sont indiquées en gras à coté des cartographies ; elles sont synthétisées dans le tableau situé après ces dernières.

**Oxydes d'azote (NOx)**

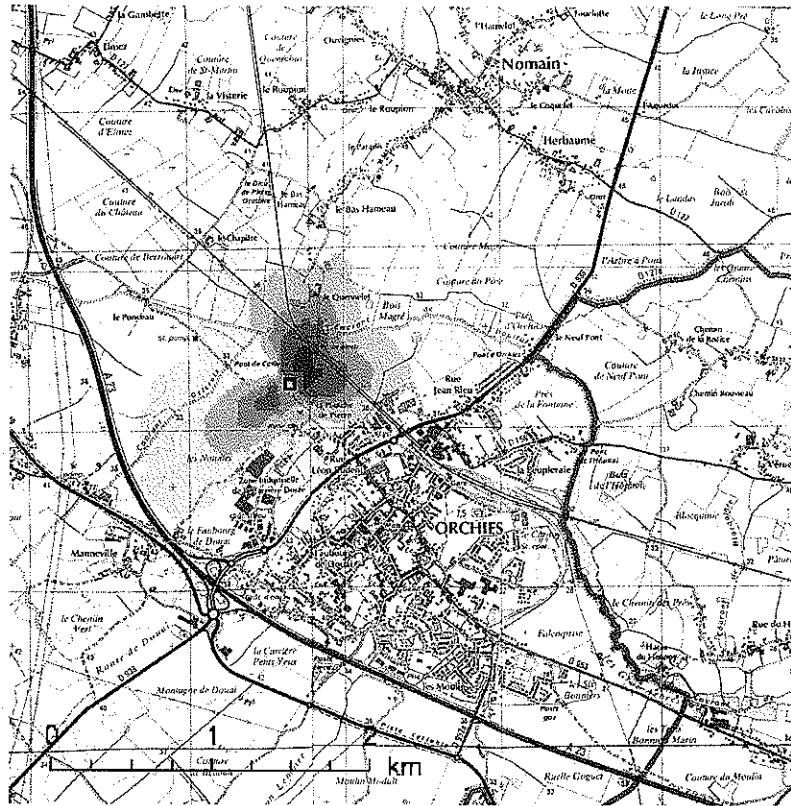


**Poussières (Ps)**





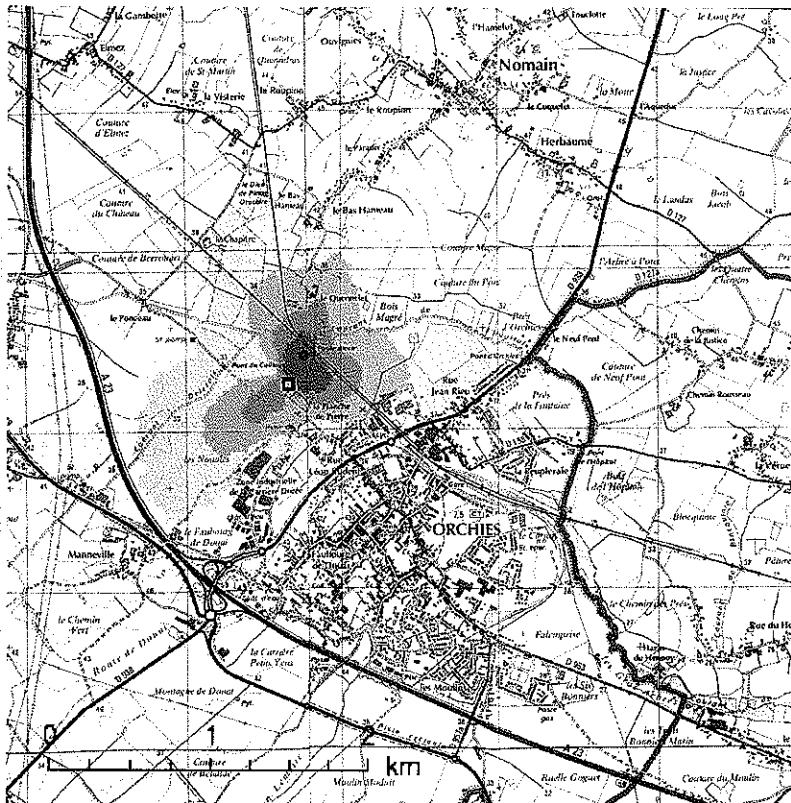
**COV (benzène)**



Concentration  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

- $1,2 \cdot 10^{-2}$  -  $1,42 \cdot 10^{-2}$
- $8 \cdot 10^{-3}$  -  $1,2 \cdot 10^{-2}$
- $6 \cdot 10^{-3}$  -  $8 \cdot 10^{-3}$
- $4 \cdot 10^{-3}$  -  $6 \cdot 10^{-3}$
- $2 \cdot 10^{-3}$  -  $4 \cdot 10^{-3}$

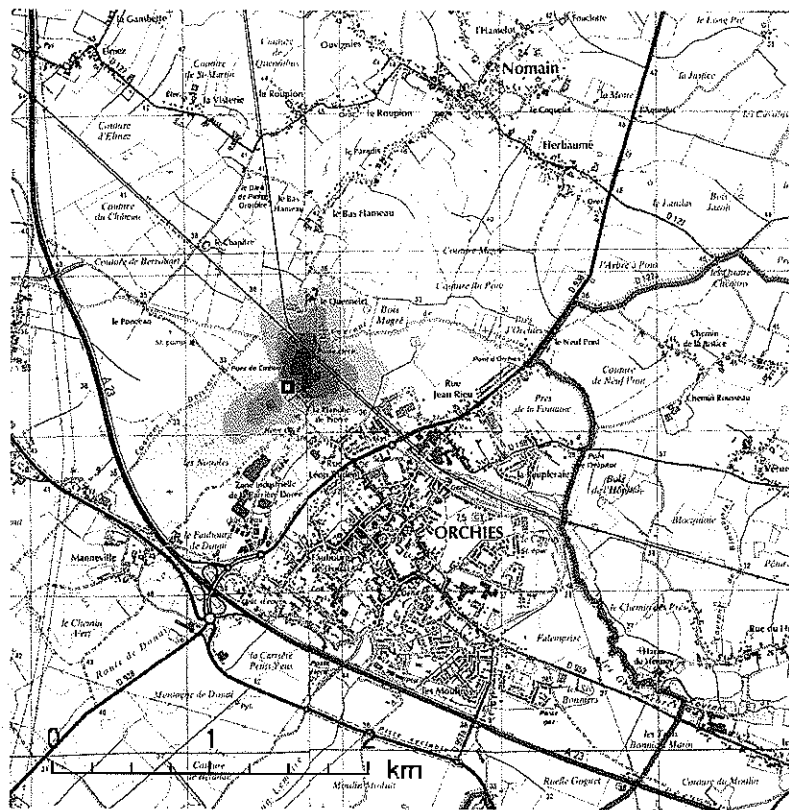
**Acide chlorhydrique (HCl)**



Concentration  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

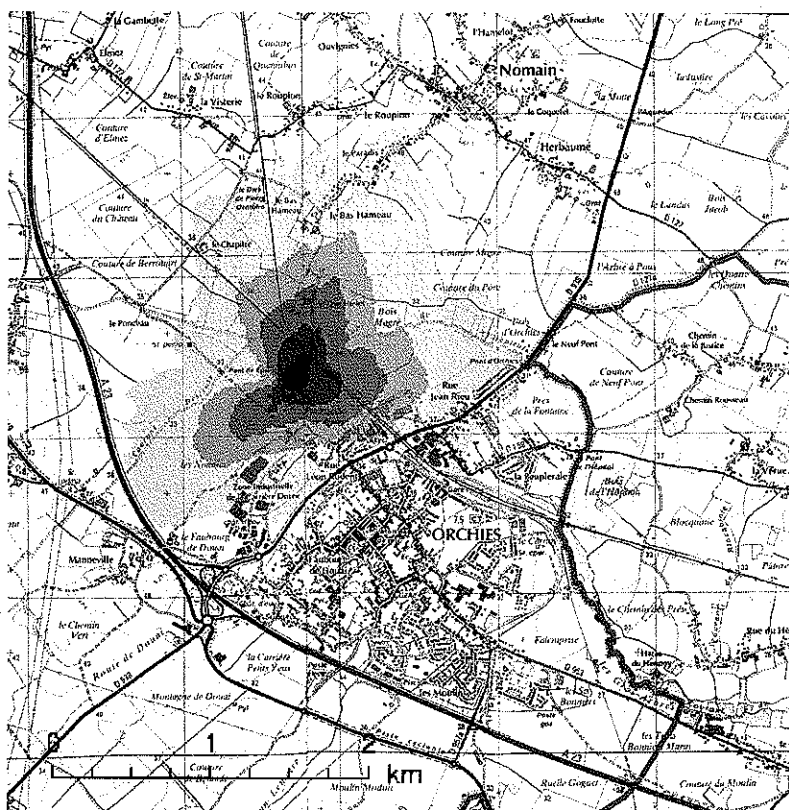
- $2 \cdot 10^{-2}$  -  $2,13 \cdot 10^{-2}$
- $1,5 \cdot 10^{-2}$  -  $2 \cdot 10^{-2}$
- $1 \cdot 10^{-2}$  -  $1,5 \cdot 10^{-2}$
- $6 \cdot 10^{-3}$  -  $1 \cdot 10^{-2}$
- $3 \cdot 10^{-3}$  -  $6 \cdot 10^{-3}$

**Mercuré (Hg)**



**Concentration  
µg/m<sup>3</sup>**

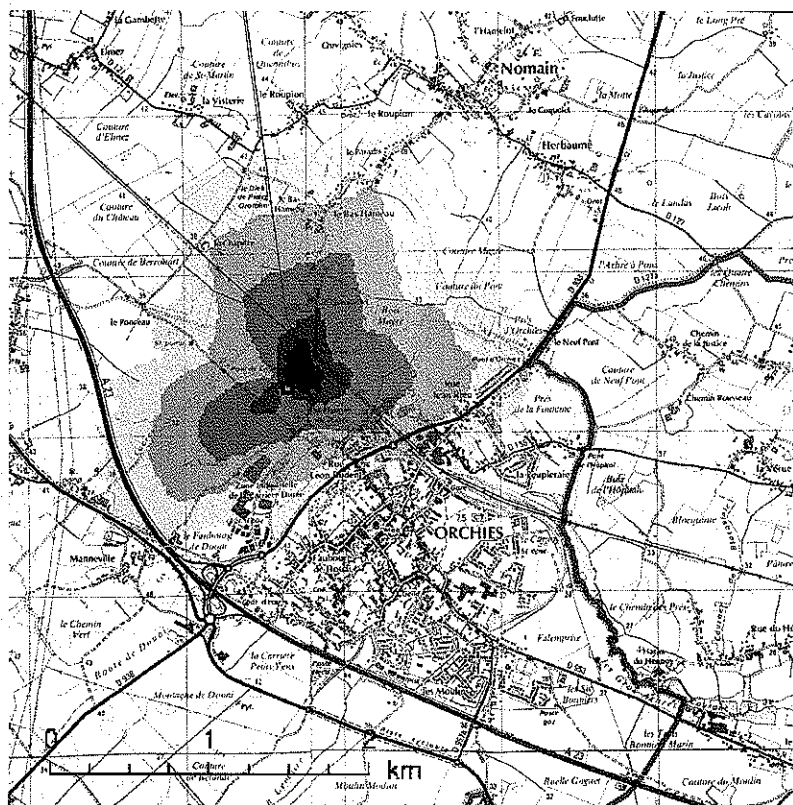
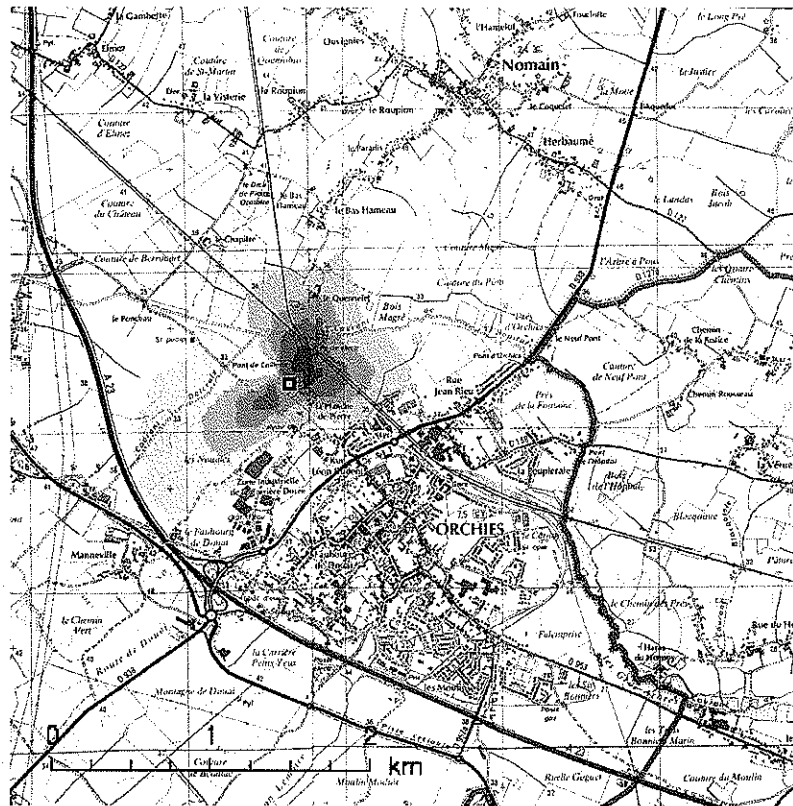
- 1,2.10<sup>-4</sup>- 1,42.10<sup>-4</sup>
- 9.10<sup>-5</sup>- 1,2.10<sup>-4</sup>
- 7.10<sup>-5</sup>- 9.10<sup>-5</sup>
- 5.10<sup>-5</sup>- 7.10<sup>-5</sup>
- 3.10<sup>-5</sup>- 5.10<sup>-5</sup>



**Dépôt total  
µg/m<sup>2</sup>/s**

- 8.10<sup>-8</sup>- 1,16.10<sup>-7</sup>
- 5.10<sup>-8</sup>- 8.10<sup>-8</sup>
- 3.10<sup>-8</sup>- 5.10<sup>-8</sup>
- 2.10<sup>-8</sup>- 3.10<sup>-8</sup>
- 1.10<sup>-8</sup>- 2.10<sup>-8</sup>

**Dioxines/furanes (PCDD/F)**



**Tableau récapitulatif des concentrations et dépôts totaux retenus pour la caractérisation des risques**

	$C_{max}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	$D_{max}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$ )
NOx	0,36	-
Poussières (PM10)	$7,5 \cdot 10^{-3}$	-
COV (benzène)	$1,42 \cdot 10^{-2}$	-
HCl	$2,13 \cdot 10^{-2}$	-
Mercure	$1,42 \cdot 10^{-4}$	$1,16 \cdot 10^{-7}$
Dioxines/ furanes	$7,1 \cdot 10^{-11}$	$3,9 \cdot 10^{-14}$

## 6. ETAPE 4 : CARACTERISATION DES RISQUES

Il s'agit lors de cette dernière étape de calculer les doses journalières d'expositions (à partir des résultats de la modélisation) afin de les mettre en adéquation avec les données recueillies lors de l'évaluation des doses-réponses pour aboutir à une estimation du risque.

### 6.1. RISQUES PAR INHALATION

#### 6.1.1. Effets avec seuil par inhalation

La dose d'exposition considérée est la concentration moyenne annuelle inhalée. Cette concentration moyenne inhalée s'exprime ainsi :

$$CI = C_i \times T / T_m$$

Avec :

$C_i$  : Concentration moyenne inhalée

$C_i$  : Concentration moyenne annuelle modélisée

$T$  : Durée d'exposition (en années)

$T_m$  : Période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (en années) ; pour les polluants avec effets à seuil, l'exposition moyenne est calculée sur la durée effective d'exposition, soit  $T = T_m$ .

Le risque toxicologique chronique des effets avec seuil est exprimé à l'aide d'un Indice de risque (IR) pour les effets avec seuil, appelé aussi quotient des dangers (QD). Le calcul de cet indice s'effectue comme suit :

$$IR = \frac{CI}{VTR}$$

La concentration moyenne inhalée doit être au minimum inférieure à la VTR ( $IR < 1$ ) pour éviter tout risque toxicologique. Cela reste vrai même pour les populations sensibles du fait des facteurs de sécurité intégrés au niveau des VTR.

Les concentrations moyennes maximales CI inhalées par jour, propre à la contribution du site sont reportées dans le tableau ci-dessous. Les indices de risque sont calculés à partir des valeurs toxicologiques de référence (VTR) disponibles ou des valeurs retenues présentées précédemment.

Les indices de risque par inhalation obtenus sont présentés dans le tableau ci-dessous:

Composés émis	CI = C <sub>max</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	VTR (µg/m <sup>3</sup> ) ou valeur guide (en italique)	IR
NOx	0,36	40	<b>9.10<sup>-3</sup></b>
Poussières (PM10)	7,5.10 <sup>-3</sup>	20	<b>3,8.10<sup>-4</sup></b>
COV (benzène)	1,42.10 <sup>-2</sup>	30	<b>4,7.10<sup>-4</sup></b>
HCl	2,13.10 <sup>-2</sup>	20	<b>1,1.10<sup>-3</sup></b>
Mercure	1,42.10 <sup>-4</sup>	0,3	<b>4,7.10<sup>-4</sup></b>
Dioxines/ furanes	7,1.10 <sup>-11</sup>	4.10 <sup>-5</sup>	<b>1,8.10<sup>-6</sup></b>

**Les indices de risque obtenus pour chacun des composés traceurs pour une exposition chronique par inhalation sont inférieurs à 1**, l'indice de risque le plus important étant obtenu pour les NOx avec une valeur de 9.10<sup>-3</sup> (sur la base d'une ligne directrice de la qualité de l'air et non d'une VTR pour rappel).

D'après le guide méthodologique de l'INERIS, lorsque cet indice est inférieur à 1, la survenue d'un effet toxique apparaît peu probable selon les approximations utilisées pour le calcul des VTR ; cela reste vrai même pour les populations sensibles du fait des facteurs de sécurité adoptés.

Ces formules s'appliquent à chaque substance prise individuellement et pour le seul effet critique, et ne renseignent pas sur l'effet résultant de l'exposition à un mélange de substances. Les connaissances dans ce domaine sont extrêmement limitées et, même si l'on a décrit de manière qualitative des possibilités d'effets additifs, antagonistes ou synergiques, on ne dispose pas de règle générale de prise en compte des effets combinés.

Nous avons par conséquent adopté la démarche préconisée par l'INERIS qui consiste à additionner les indices de risque se rapportant aux mêmes effets toxiques et concernant le même organe. Cela nécessite donc de connaître les indices de risque liés à une exposition par ingestion (voir §6.2.3.) L'addition des différents indices de risque est présentée au paragraphe 6.3.-Risque global.

### 6.1.2. Effets sans seuil par inhalation

Seules les substances à effets sans seuil par inhalation parmi les substances étudiées dans la présente étude sont traitées dans cette partie.

La dose d'exposition considérée est la concentration moyenne annuelle inhalée. Cette concentration moyenne inhalée s'exprime ainsi :

$$CI = C_i \times T / T_m$$

Avec :

CI : Concentration moyenne inhalée,

$C_i$  : Concentration moyenne annuelle modélisée,

T : Durée d'exposition (en années) ; cette durée est prise égale à 70 ans ;

$T_m$  : Période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (en années) ; cette période est prise égale à 70 ans (document MATE de 2001 relatif aux valeurs de constat d'impact).

Pour les effets sans seuil, ce risque est exprimé par l'Excès de risque individuel (ERI) qui représente la probabilité que l'individu a de développer l'effet associé à la substance pendant sa vie du fait de l'exposition considérée :

$$ERI = CI \times ERU_i$$

Avec : CI : concentration inhalée ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

$ERU_i$  : excès de risque unitaire par inhalation ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup>

L'OMS fixe un seuil inférieur ou égal à  $10^{-5}$  pour considérer le risque comme acceptable, ce seuil correspondant à la probabilité d'apparition d'un cancer supplémentaire sur 100 000 personnes.

Les Excès de Risque Individuels obtenus par inhalation des substances sont présentés dans le tableau suivant :

Composés émis	ERU <sub>i</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>	CI= C <sub>max</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	ERI <sub>inh</sub>
Benzène	2,2 à 7,8.10 <sup>-6</sup>	1,42.10 <sup>-2</sup>	3,1.10 <sup>-8</sup> à 1,1.10 <sup>-7</sup>
Dioxines/furanes	38	7,1.10 <sup>-11</sup>	3.10 <sup>-9</sup>

**Les excès de risque individuels obtenus pour chacune des substances prises individuellement sont inférieurs à la valeur repère fixée par l'OMS de  $10^{-5}$ .**

Comme pour le risque lié aux effets avec seuil, nous avons adopté la démarche majorante préconisée par l'INERIS qui consiste à additionner les ERI obtenus pour les différentes substances et voies d'exposition (la différence avec les effets systémiques est que l'addition se fait indépendamment des organes cibles). Cela nécessite donc de connaître les indices de risque liés à une exposition par ingestion ( Voir § 6.2.4.) L'addition des différents indices de risque est présentée au paragraphe 6.3.-Risque global.

## 6.2. RISQUES PAR INGESTION

---

La méthodologie suivie est issue de la documentation de la méthode présentée par l'EPA pour réaliser une évaluation du risque pour les installations de combustion de déchets dangereux : *Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities, Peer Review Draft, July 1998 et mise à jour de 2005.*

Nous utilisons également les travaux du Groupe Radioécologie Nord Cotentin : *Modèles de transfert des radionucléides dans l'environnement* (Groupe de travail n°3, 1999), tel que l'a fait l'INERIS dans son rapport sur les Grandes Installations de Combustion (dont une mise à jour a été publiée en décembre 2004).

Enfin, nous utilisons des données sur la population provenant de la banque de données CIBLEX (convention ADEME-IRSN).

Nous utilisons pour calculer les risques par ingestion les résultats de retombées totales au sol modélisées à l'aide du logiciel de dispersion atmosphérique : dépôt humide (lié aux précipitations) et dépôt sec (dépôt gravitaire des particules).

Nous avons considéré que l'exposition par ingestion se fait via :

- ingestion directe de sol (en particulier chez les enfants),
- ingestion indirecte via les légumes et fruits « contaminés » cultivés dans les jardins potagers dont peuvent disposer les familles,
- ingestion indirecte via les produits animaux (viande, volaille, lait, œufs...) ; la contamination des animaux provient de l'ingestion directe de sol et de végétaux (herbes, céréales,...).

Pour rappel, le scénario que nous pris en compte dans cette étude est majorant : nous avons considéré le cas d'une famille résidant 24h/24, 365j/an et durant 70 ans dans la zone où les dépôts au sol et les concentrations dans l'air sont les plus importantes. Nous avons considéré que cette famille dispose d'un jardin potager dont elle consomme les produits et de quelques poules. Nous avons également considéré qu'elle consomme occasionnellement de la viande et des produits laitiers issus de bétail provenant des zones de pâturage les plus exposées (cas majorant et peu probable mais nous avons pris le parti de le considérer).



La démarche utilisée dans cette étude pour l'évaluation des expositions par ingestion est explicitée ci-après. A chaque étape, les calculs sont détaillés pour un composé (le mercure dans le cas présent). Ces calculs sont applicables pour chacune des substances étudiées.

### **6.2.1. Contamination des sols, des végétaux et des produits d'origine animale**

#### *6.2.1.1. Contamination des sols*

Le modèle ARIA Impact utilisé pour la dispersion atmosphérique des polluants permet de calculer les retombées des polluants sur le sol, présentées sous forme d'une vitesse de dépôt par unité de surface, exprimée en  $\mu\text{g}/\text{m}^2.\text{s}$ .

Les quantités de polluants dans les sols ont été modélisées pour 70 ans de fonctionnement des installations, ce qui correspond à la durée de vie moyenne d'un être humain.

Pour le calcul des concentrations des traceurs du risque dans le sol, résultant d'un dépôt en surface, nous ferons l'hypothèse que les métaux particuliers se déposent sur le sol avec le même flux annuel, et qu'il ne se produit aucune élimination de ces métaux par ruissellement, par lixiviation ou tout autre phénomène de dégradation. Les polluants s'accumulent et restent donc en surface du sol pendant toute la durée de fonctionnement de l'usine. Cette approche est pénalisante pour la concentration dans les premiers centimètres de sol et minorante pour les transferts vers les nappes souterraines.

A partir de cette hypothèse, il est possible de calculer les concentrations dans le sol, attribuables aux rejets atmosphériques du site au bout de 70 ans d'émission de ces polluants. C'est également la période de temps sur laquelle, l'exposition prise en compte pour le calcul de l'exposition aux substances à effet sans seuil, est moyennée.

Il convient donc de préciser que cette méthode est très majorante, surtout pour l'estimation des risques pour les effets sans seuil, puisque les calculs de remontée dans la chaîne alimentaire sont réalisés à partir des dépôts qui se sont accumulés durant 70 ans sur le sol. Or, pour les effets sans seuil, étant donné que la durée d'exposition est prise en compte, la méthodologie appliquée revient à considérer que les personnes sont exposées pendant 70 ans aux dépôts de la 70<sup>ème</sup> année (alors que la

première année, elles sont exposées aux dépôts D, la deuxième année aux dépôts 2D et la 70<sup>ème</sup> seulement aux dépôts 70D).

Les concentrations sont calculées dans le premier centimètre de sol (concentration superficielle), dans les 10 premiers centimètres, puis dans la couche des 20 premiers centimètres (en divisant par un facteur 10 puis 20 la concentration superficielle). Ceci revient à « mélanger » de façon homogène le dépôt superficiel dans une épaisseur de sol de 10 ou 20 centimètres.

Pour les calculs, nous prendrons une densité de sol sec standard égale à : 1,3 kg/dm<sup>3</sup> (c'est-à-dire 1,3 tonnes/m<sup>3</sup>). Il s'agit de la valeur utilisée par l'INERIS (2001), préférée à celle recommandée par la méthode HHRAP (US-EPA, 1998) qui est de 1,5 kg/dm<sup>3</sup>.

Les concentrations dans le sol ont été calculées :

- Dans la couche superficielle de **1 cm** d'épaisseur pour le calcul d'exposition par ingestion directe de sol,
- Dans la couche superficielle de **10 cm** d'épaisseur (préconisation de l'INERIS dans sa *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*) pour calculer la contamination de l'herbe de pâturage par le sol (ainsi que l'ingestion de terre par les animaux),
- Dans la couche superficielle de **20 cm** d'épaisseur, dans laquelle sont cultivés les végétaux destinés en particulier à l'alimentation humaine (labourage).

☞ Les résultats sont portés dans les tableaux suivants.

**Tableau 1 : Concentrations en polluants dans le sol**

Substance	D <sub>max</sub> (mg/m <sup>2</sup> /an)	Concentration dans le sol la 70 <sup>ème</sup> année		
		dans le 1 <sup>er</sup> cm (mg/kg <sub>sol</sub> )	dans les 10 premiers cm (mg/kg <sub>sol</sub> )	dans les 20 premiers cm (mg/kg <sub>sol</sub> )
Mercuré	3,66E-03	1,97E-02	1,97E-03	9,85E-04
Dioxines/furanes	1,23E-09	6,62E-09	6,62E-10	3,31E-10

**Exemple de calcul : cas du mercure**

- retombée maximale annuelle =  $3,66 \cdot 10^{-3} \text{ mg/m}^2/\text{an}$
- volume d'une « tranche » de sol de dimensions  $10 \times 10 \times 0,1 \text{ dm} = 10 \text{ dm}^3$
- poids de la « tranche » de sol précédente =  $10 \times 1,3 = 13 \text{ kg}$
- augmentation annuelle de la concentration en Hg dans la couche de 1 cm de sol =  $3,66 \cdot 10^{-3} / 13 = 2,8 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg}$
- concentration dans le sol la 70<sup>ème</sup> année =  $2,8 \cdot 10^{-4} \times 70 = 1,97 \cdot 10^{-2} \text{ mg/kg}$
- concentrations dans une couche de sol de 10 et 20 cm d'épaisseur : diviser les concentrations précédentes par un facteur 10 et 20.

6.2.1.2. Contamination des végétaux

**Calcul des concentrations dans les végétaux à partir des valeurs modélisées dans les sols :**

Dans le cas présent, la contamination des végétaux a essentiellement deux origines :

- l'assimilation des polluants par la plante depuis le sol, par les racines, puis la diffusion dans tout le végétal,
- les dépôts de polluants sur les parties aériennes provenant des retombées atmosphériques et de ré envol de poussières.

✓ **Transfert sol / plante**

La formule suivante permet de calculer la concentration de polluant dans les plantes, à partir de la concentration en polluant dans le sol et la connaissance du facteur de bioconcentration, propre à chaque substance (et qui dépend également de la nature du sol, de son pH et de la nature de plante, de la concentration en polluants dans le sol... paramètres qui n'ont pas été pris en compte dans cette évaluation de premier niveau d'approche).

$$C_p = BCF \times C_s$$

Avec :

$C_p$  : concentration dans la plante (mg/kg)

$C_s$  : concentration dans le sol (mg/kg sol sec)

BCF : facteur de bio concentration sol/plante spécifique, dans les racines, les feuilles, les fruits, les grains du végétal (mg/kg frais ou sec de plante / mg/kg de sol sec).

Plusieurs bases de données permettent d'accéder à des valeurs de BCF. On relève des différences importantes, ce qui est logique compte tenu du nombre de paramètres qui influent sur les facteurs de bio concentration. Par conséquent, les valeurs qui figurent dans le tableau ci-après sont à prendre avec beaucoup de réserves, car elles ne sont pas spécifiques au sol des alentours du site.

Le transfert des dioxines est considéré à partir des paramètres de transfert de la 2,3,7,8 tétrachlorodibenzodioxine, tels que définis dans le document INERIS : « 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 », Décembre 2004.

En ce qui concerne le mercure, les données retenues sont celles de l'IRSN (Etude intitulée « Adaptation du modèle de transfert GT3-GRNC dans un écosystème agricole aux polluants inorganiques non radioactifs - Paramètres de transfert », 2001) qui sont plus complètes que celle de l'HHRAP.

Les végétaux considérés sont :

- les « légumes racines » comprennent les radis, carottes, navets, pommes de terre,
- les « légumes feuilles » comprennent les salades, choux, poireaux...
- les « légumes fruits » comprennent les haricots verts, tomates, courgettes...
- les fruits du type pomme, abricot...
- les grains comprennent les céréales et le maïs d'ensilage,
- l'« herbe » comprend le fourrage (herbe de pâturage et de foin) et l'ensilage.

Le calcul des concentrations de polluants dans les grains et l'herbe sera utilisé pour évaluer la contamination des produits d'origine animale, ces végétaux constituant le régime alimentaire des animaux.

Les valeurs choisies dans la littérature pour les substances traceurs du risque sont portées dans le tableau ci-après.

Tableau 2 : Coefficients de bioconcentration du sol vers les plantes (mg/kg frais de plante / mg/kg sol sec)

Substance	BCF <sub>sol/racine</sub>	BCF <sub>sol/feuille</sub>	BCF <sub>sol/leg-fruit</sub>	BCF <sub>sol/fruit</sub>	BCF <sub>sol/grain</sub>	BCF <sub>sol/grain</sub>
Mercure	3.10 <sup>-1</sup>	3.10 <sup>-1</sup>	3.10 <sup>-1</sup>	3.10 <sup>-1</sup>	1,2.10 <sup>0</sup>	3.10 <sup>-1</sup>
Dioxines / furanes	4,50.10 <sup>-3</sup>	0	0	0	0	

Le calcul de la concentration en polluant, relative aux végétaux frais et pour un transfert sol/plante, est basé sur la formule suivante :

$$C_p = BCF \times C_s$$

**Exemple de calcul de concentrations dans les végétaux par transfert sol-plante :**  
**Cas du mercure et des « légumes feuilles »**  
 - Concentration modélisée dans le sol (20 cm) = 9,85.10<sup>-4</sup> mg/kg  
 - BCF = 3.10<sup>-1</sup> mg/kg frais de plante feuille / mg/kg de sol sec  
 - Concentration de mercure dans la plante = 9,85.10<sup>-4</sup> x 3.10<sup>-1</sup> = **2,95.10<sup>-4</sup> mg/kg**

✓ **Transfert lié au dépôt de particules atmosphériques sur les plantes (à feuilles et à fruits)**

La concentration dans les plantes due au dépôt de particules sur ces dernières est donnée par la formule suivante, préconisée par l'US-EPA<sup>1</sup> :

$$C_{dp} = 1000 \times Q \times (1 - F_v) \times (D_{ydp} + F_w \times D_{ywp}) \times R_p \times [ (1 - \exp(-k_p \times T_p)) ] / (Y_p \times k_p)$$

Avec :

- C<sub>dp</sub> : concentration dans les plantes due au phénomène de déposition (mg/kg sec)
- Q : flux d'émission (g/s)
- F<sub>v</sub> : fraction de polluant présent dans l'atmosphère sous forme vapeur
- D<sub>ydp</sub> : dépôt sec annuel (s/m<sup>2</sup>.an)
- R<sub>p</sub> : fraction interceptée par les cultures
- k<sub>p</sub> : coefficient de perte sur la surface de la plante (année<sup>-1</sup>) - effet « weathering »
- T<sub>p</sub> : durée de culture (année)
- Y<sub>p</sub> : rendement de production (kg sec/m<sup>2</sup>)
- F<sub>w</sub> : fraction de polluant déposé par la pluie et adhérent à la plante
- D<sub>ywp</sub> : dépôt humide annuel (s/m<sup>2</sup>/an).

<sup>1</sup> US-EPA (1998) : Human Health Risk Assessment Protocol for hazardous waste combustion facilities (HHRAP)

Dans cette équation, le terme  $1000 \times Q \times (1 - F_v) \times (D_{ydp} + F_w \times D_{ywp})$  correspond au dépôt total annuel issu de la modélisation de la dispersion atmosphérique et s'exprime en  $\mu\text{g}/\text{m}^2.\text{an}$ . L'équation précédente devient :

$$C_{dp} = \text{Dépôt} \times R_p \times [(1 - \exp(-k_p \times T_p))] / (Y_p \times k_p)$$

Cette concentration est exprimée par rapport au poids de végétal sec. Or, pour le calcul des doses d'exposition, il faudra utiliser les quantités journalières de végétaux frais consommées par les populations.

Nous devons donc la convertir en valeur relative au végétal sec. Pour cela, nous multiplions la concentration exprimée en végétal sec par la teneur en matière sèche de la plante ( $t_{ms}$ ).

$$C_{dp \text{ frais}} = C_{dp \text{ sec}} \times t_{ms}$$

Le tableau suivant présente les paramètres relatifs aux végétaux, pris en compte pour le calcul du dépôt de particules sur les légumes et fruits. Ces valeurs, issues du document HHRAP de l'EPA (2005), sont reprises dans le rapport de l'INERIS « 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 » (juin 2003).

Pour les grains, on considère que la contamination par dépôt de particules atmosphériques est négligeable car ils sont protégés par une enveloppe et ne sont donc pas atteints directement.

Type de plante	$t_{ms}$	$Y_p$ (kg sec / m <sup>2</sup> )	$R_p$	$k_p$ (an <sup>-1</sup> )	$T_p$ (an)
Légumes-racines	0,2	-	-	-	-
Légumes-feuilles	0,086	0,246	0,215	18	0,164
Légumes-fruits	0,063	10,52	0,996	18	0,164
Fruits	0,15	0,252	0,053	18	0,164

**Exemple de calcul de contamination par les plantes par dépôt de particules atmosphériques- Cas du mercure et d'un légume feuilles :**

$$C_{dp \text{ frais}} = \text{Dépôt} \times R_p \times [1 - \exp(-k_p \times T_p)] / (Y_p \times k_p) \times t_{ms}$$

$D1 = 3,66 \cdot 10^{-3} \text{ mg}/\text{m}^2.\text{an}$   
 $t_{ms} = 0,086$   
 $R_p = 0,215$   
 $Y_p = 0,246 \text{ kg}/\text{m}^2$   
 $k_p = 18 \text{ an}^{-1}$   
 $T_p = 0,164 \text{ an}$   
 $C_{dp \text{ frais}} = 1,45 \cdot 10^{-5} \text{ mg}/\text{kg}$  frais de plante.

✓ **Contamination totale des plantes**

Pour les plantes à racines comestibles, on ne tient pas compte des retombées sur les feuilles qui ne sont pas consommées.

Pour les plantes aux parties aériennes (feuilles et/ou fruits), il faut faire la somme des résultats suivants : transfert des polluants par le sol et transfert lié aux dépôts de particules.

**Exemple de calcul :**  
**Cas du mercure et des légumes feuilles**

- concentration feuilles par transfert du sol =  $7,35 \cdot 10^{-4}$  mg/kg
- concentration liée au dépôt de particules sur les feuilles =  $3,59 \cdot 10^{-5}$  mg/kg
- **contamination totale :  $2,95 \cdot 10^{-4} + 1,45 \cdot 10^{-5} = 3,1 \cdot 10^{-4}$  mg/kg** plante fraîche

Les résultats de la contamination totale des plantes sont présentés dans le tableau suivant.

**Tableau 3 : Contamination totale des plantes (via le sol et les dépôts de particules) en mg/kg**

Substance	Légume racine	Légume feuille	Légume fruit	Fruit	Herbe	Grain
Mercure	2,95E-04	3,10E-04	2,97E-04	3,02E-04	6,66E-04	1,18E-03
Dioxines/furanes	1,49E-12	4,87E-12	3,86E-13	2,04E-12	2,52E-11	-

6.2.1.3. Contamination des produits d'origine animale

Les produits d'origine animale susceptibles d'être contaminés par les polluants issus de l'installation sont :

- la viande de bœuf,
- les produits laitiers,
- les œufs,
- la viande de volaille.

Les concentrations de polluant dans ces aliments sont estimées à partir de la quantité de polluant ingéré par l'animal producteur, provenant :

- de leur régime alimentaire : ingestion d'herbe pour les bovins et de grains pour les volailles,
- de l'ingestion de sol.

On suppose de manière majorante que toute la nourriture ingérée par l'animal provient des zones de pâturages les plus exposées aux dépôts du site.

En ce qui concerne les volailles, nous considérons de manière majorante qu'elles sont nourries avec du grain contaminé et qu'elles ingèrent une partie de sol également contaminé.

Les concentrations de polluant dans les différents produits sont obtenues à l'aide d'équations faisant intervenir les coefficients de biotransfert dans les produits animaux.

Les valeurs choisies dans la littérature pour les substances traceurs du risque sont présentées dans le tableau 4. Nous avons utilisé les mêmes sources que pour le choix des facteurs de bioconcentration, à savoir, notes techniques de l'IRSN et les études de l'INERIS.

**Tableau 4 : Coefficients de biotransfert dans les produits animaux (données de la littérature)(Ba exprimés par rapport à la masse fraîche de produit)**

Substance	Ba <sub>boeuf</sub>	Ba <sub>lait</sub>	Ba <sub>volaille</sub>	Ba <sub>œuf</sub>
Unité	l/kg frais	l/kg frais	l/kg frais	l/kg frais
Mercure	1,60E-03	1,00E-03	1,60E-02	9,90E-04
2,3,7,8 TCDD	3,40E-02	6,30E-03	2,47E+01	2,45E+01

✓ **Transfert vers la viande de bœuf**

Les concentrations dans la viande bovine sont estimées à partir de la quantité de polluant ingérée par l'animal. Le régime alimentaire d'un bœuf est constitué essentiellement d'herbe (fourrage et ensilage).

A l'aide des concentrations en polluants dans ces aliments calculées précédemment, nous obtenons la concentration dans la viande de bœuf par l'équation suivante :

$$C_{\text{boeuf}} = (Q_{\text{herbe}} \cdot C_{\text{herbe}} + Q_s \cdot C_s \cdot B_s) \times B_{\text{a boeuf}}$$

- C<sub>boeuf</sub> : concentration dans la viande (mg/kg de viande fraîche)
- Q<sub>herbe</sub> : quantité totale d'herbe ingérée quotidiennement par l'animal (kg frais/j)
- C<sub>herbe</sub> : concentration en polluant dans l'herbe ingérée par l'animal (mg/kg)
- Q<sub>s</sub> : quantité de sol ingérée quotidiennement par l'animal (kg sol sec/j)
- C<sub>s</sub> : concentration en polluant dans le sol (mg/kg sol sec)
- B<sub>s</sub> : facteur de biodisponibilité (B<sub>s</sub> = 1)
- B<sub>a boeuf</sub> : facteur de biotransfert pour la viande de bœuf (l/kg frais)



Les paramètres relatifs au bœuf sont les suivants :

$$Q_{\text{herbe}} = 60 \text{ kg frais/j}$$

$$Q_s = 0,5 \text{ kg sec/j}$$

**Exemple de calcul : cas du mercure et de la viande de bœuf**

- Concentration en mercure dans le 1<sup>er</sup> centimètre de sol :  $C_{\text{sol}} = 1,97 \cdot 10^{-2} \text{ mg/kg sol}$
- concentration en mercure dans l'herbe :  $C_{\text{herbe}} = 6,66 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg (tableau 3)}$
- facteur de biotransfert pour la viande de bœuf :  $B_{\text{bœuf}} = 1,6 \cdot 10^{-3} \text{ j/kg frais (tableau 4)}$
- $Q_{\text{herbe}} = 60 \text{ kg frais/j}$
- $Q_s = 0,5 \text{ kg/j}$
- $C_{\text{bœuf}} = (60 \times 6,66 \cdot 10^{-4} + 0,5 \times 1,97 \cdot 10^{-2}) \times 1,6 \cdot 10^{-3} = 7,97 \cdot 10^{-5} \text{ mg/kg frais}$

✓ **Transfert vers le lait**

Les concentrations dans le lait sont estimées à partir de la quantité de polluant ingéré par l'animal. Le régime alimentaire d'une vache est identique à celui du bœuf.

A l'aide des concentrations en polluants dans ces aliments calculées précédemment, nous obtenons la concentration dans le lait par l'équation suivante :

$$C_{\text{lait}} = (Q_{\text{herbe}} \cdot C_{\text{herbe}} + Q_s \cdot C_s \cdot B_s) \times B_{\text{lait}}$$

- $C_{\text{lait}}$  : concentration dans le lait (mg/l de lait)
- $Q_{\text{pi}}$  : quantité totale de plante  $i$  ingérée quotidiennement par l'animal (kg frais/j)
- $C_{\text{vi}}$  : concentration en polluant dans la plante de type  $i$  ingérée par l'animal (mg/kg)
- $Q_s$  : quantité de sol ingérée quotidiennement par l'animal (kg sol sec/j)
- $C_s$  : concentration en polluant dans le sol (mg/kg sol sec)
- $B_s$  : facteur de biodisponibilité ( $B_s = 1$ )
- $B_{\text{lait}}$  : facteur de biotransfert pour la viande de bœuf (j/l)

Les paramètres relatifs à la vache laitière sont les suivants :

$$Q_{\text{herbe}} = 80 \text{ kg frais/j}$$

$$Q_s = 0,64 \text{ kg sec/j}$$

**Exemple de calcul : cas du mercure et du lait**

- concentration dans le 1<sup>er</sup> cm de sol :  $C_{\text{sol}} = 1,97 \cdot 10^{-2} \text{ mg/kg}$
- concentration en mercure dans l'herbe :  $C_{\text{herbe}} = 6,66 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg (tableau 3)}$
- facteur de biotransfert pour le lait :  $B_{\text{lait}} = 1 \cdot 10^{-3} \text{ j/kg frais (tableau 4)}$
- $Q_{\text{herbe}} = 80 \text{ kg frais/j}$
- $Q_s = 0,64 \text{ kg/j}$
- $C_{\text{lait}} = (80 \times 6,66 \cdot 10^{-4} + 0,64 \times 1,97 \cdot 10^{-2}) \times 1 \cdot 10^{-3} = 6,59 \cdot 10^{-5} \text{ mg/kg frais}$

✓ **Transfert vers les œufs**

Les concentrations dans les œufs sont estimées à partir de la quantité de polluant ingéré par les volailles.

Le régime alimentaire d'une volaille étant constitué de grains, nous obtenons la concentration dans la viande de volaille par l'équation suivante :

$$C_{\text{œuf}} = (Q_{\text{grain}} \cdot C_{\text{grain}} + Q_s \cdot C_s \cdot B_s) \times B_{\text{œuf}}$$

- $C_{\text{œuf}}$  : concentration dans les œufs (mg/kg frais)
- $Q_{\text{grain}}$  : quantité totale de grain ingérée quotidiennement par la volaille (kg frais/j)
- $C_{\text{grain}}$  : concentration en polluant dans les grains ingérés par l'animal (mg/kg)
- $Q_s$  : quantité de sol ingérée quotidiennement par l'animal (kg sol sec/j)
- $C_s$  : concentration en polluant dans le sol (mg/kg sol sec)
- $B_s$  : facteur de biodisponibilité ( $B_s = 1$ )
- $B_{\text{œuf}}$  : facteur de biotransfert pour les œufs (j/kg frais)

Les paramètres relatifs aux volailles sont les suivants :

- $Q_{\text{grain}} = 0,2 \text{ kg frais/j}$
- $Q_s = 0,02 \text{ kg sec/j}$

**Exemple de calcul : Cas du mercure et des œufs**

- concentration dans le 1<sup>er</sup> cm de sol :  $C_{\text{sol}} = 1,97 \cdot 10^{-2} \text{ mg/kg}$
- concentration en mercure dans les grains :  $C_{\text{grain}} = 1,18 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg}$  (tableau 3)
- facteur de biotransfert pour les œufs :  $B_{\text{œuf}} = 9,9 \cdot 10^{-4} \text{ j/kg frais}$  (tableau 4)
- $Q_{\text{grain}} = 0,2 \text{ kg frais/j}$
- $Q_s = 0,02 \text{ kg/j}$
- $C_{\text{œuf}} = (0,2 \times 1,18 \cdot 10^{-3} + 0,02 \times 1,97 \cdot 10^{-2}) \times 9,9 \cdot 10^{-4} = 6,24 \cdot 10^{-7} \text{ mg/kg frais}$

✓ **Transfert vers la viande de volaille**

Les concentrations dans la viande de volaille sont estimées à partir de la quantité de polluant ingéré par les volailles.

Le régime alimentaire d'une volaille étant constitué de grains, nous obtenons la concentration dans la viande de volaille par l'équation suivante :

$$C_{\text{volaille}} = (Q_{\text{grain}} \cdot C_{\text{grain}} + Q_s \cdot C_s \cdot B_s) \times B_{\text{volaille}}$$

- $C_{volaille}$  : concentration dans la viande de volaille (mg/kg de viande fraîche)  
 $Q_{grain}$  : quantité totale de grain ingérée quotidiennement par la volaille (kg frais/j)  
 $C_{grain}$  : concentration en polluant dans les grains ingérés par l'animal (mg/kg)  
 $Q_s$  : quantité de sol ingérée quotidiennement par l'animal (kg sol sec/j)  
 $C_s$  : concentration en polluant dans le sol (mg/kg sol sec)  
 $B_s$  : facteur de biodisponibilité ( $B_s = 1$ )  
 $B_{volaille}$  : facteur de biotransfert pour la viande de volaille (j/kg frais)

Les paramètres relatifs aux volailles sont les suivants :

- $Q_{grain} = 0,2$  kg frais/j  
 $Q_s = 0,02$  kg sec/j

**Exemple de calcul : Cas du mercure et de la viande de volaille**

- concentration dans le 1<sup>er</sup> cm de sol :  $C_{sol} = 1,97 \cdot 10^{-2}$  mg/kg
  - concentration en mercure dans les grains :  $C_{grains} = 1,18 \cdot 10^{-3}$  mg/kg (tableau 3)
  - facteur de biotransfert pour les volailles :  $B_{volaille} = 1,6 \cdot 10^{-2}$  j/kg frais (tableau 4)
  - $Q_{grain} = 0,2$  kg frais/j
  - $Q_s = 0,02$  kg/j
- $C_{volaille} = (0,2 \times 1,18 \cdot 10^{-3} + 0,02 \times 1,97 \cdot 10^{-2}) \times 1,6 \cdot 10^{-2} = 1,01 \cdot 10^{-5}$  mg/kg frais

✓ **Contamination des produits d'origine animale**

Le tableau 5 récapitule les concentrations en polluants dans les produits d'origine animale, dues à l'ingestion par les animaux de sol et d'aliments provenant du sol (herbe pour les bovins). Ces concentrations ont été calculées à partir des équations détaillées ci-dessus.

**Tableau 5 : Contamination des produits d'origine animale (mg/kg frais)**

Substance	Viande de bœuf	Viande de volaille	Lait	Oufs
Mercure	7,97E-05	1,01E-05	6,59E-05	6,24E-07
Dioxines/furanes	1,64E-10	3,27E-09	3,94E-11	3,25E-09

### 6.2.2. Détermination des Doses Journalières d'Exposition

La **Dose Journalière d'Exposition (DJE)**, exprimée en mg/kg.j, représente la quantité de polluant administrée. Elle s'exprime par la relation suivante :

$$DJE_{ij} = (C_i \times Q_j) \times (F / P) \times (T / T_m) \times fik$$

Avec :

DJE<sub>ij</sub> : dose journalière d'exposition liée à une exposition au milieu i par la voie d'exposition j (en mg/kg.j)

C<sub>i</sub> : concentration d'exposition relative au milieu i

Q<sub>j</sub> : quantité de milieu administrée par la voie j par jour

F : fréquence d'exposition = nombre de jours d'exposition par an / 365 (sans unité)

P : poids corporel de la cible (kg)

T : durée d'exposition (années)

T<sub>m</sub> : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (années)

f<sub>ik</sub> : fraction d'aliment k du milieu i provenant de la zone d'exposition

Le calcul de la DJE s'applique à chacune des substances, considérées l'une après l'autre.

Nous nous plaçons dans le cas d'une exposition 24h/24 sur la vie entière, prise conventionnellement égale à 70 ans, ce qui conduit à : **F= 1 et T/T<sub>m</sub> = 1.**

L'équation devient donc dans notre cas :

$$DJE_{ij} = (C_i \times Q_j) / P \times fik$$

Des Doses Journalières d'Exposition (DJE) sont calculées pour les différentes filières de la chaîne alimentaire à partir de données sur la consommation de produits alimentaires et des concentrations dans les aliments.

Dans le cas présent, la chaîne alimentaire est représentée par la consommation de sol, de végétaux et de produits d'origine animale.

Du fait de l'exposition à des métaux lourds, en particulier le plomb auquel les enfants sont particulièrement sensibles, nous établirons deux scénarii de consommation alimentaire : adulte et enfant de 6 ans.

Les calculs s'appuieront sur les poids corporels suivants (source banque de données CIBLEX) :

- enfants : poids corporel de 17,2 kg,
- adultes : poids corporel de 62,6 kg.

Concernant la consommation alimentaire des individus vivant sur la zone d'étude, nous considérons que seule une partie de l'alimentation est

supposée être issue du domaine et donc contaminée par les émissions de polluants de l'installation.

Les valeurs d'autoconsommation que nous avons retenues pour l'étude sont celles de la base de données CIBLEX, pour le département 59.

**Tableau 6 : Autoconsommation de végétaux et de produits d'origine animale issue de la base de données CIBLEX**

Catégorie d'aliments	% autoconsommation
Légumes racines	8,44
Légumes feuilles	20,86
Légumes fruits/ Fruits	8,44
Viande de bœuf, veau	1,97
Viande de volaille	16,69
Oeuf	10,54
Lait	1,47

#### 6.2.2.1. Ingestion directe de sol

##### ✓ **Consommation journalière de sol**

Les données de l'EPA (Exposure Factors Handbook) mettent en évidence une large fourchette de valeurs de consommation journalière de sol pour les enfants et les adultes, selon les études considérées.

Les deux valeurs moyennes choisies pour cette ERS sont celles retenues par l'INERIS :

- enfants : 150 mg/j,
- adultes : 50 mg/j.

##### ✓ **Calcul des DJE liées à la consommation de sol**

###### **Exemple de calcul**

###### **Cas du mercure - scénario enfant :**

Concentration en mercure dans le 1<sup>er</sup> centimètre de sol =  $1,97 \cdot 10^{-2}$  mg/kg sol sec

Quantité journalière ingérée =  $150 \cdot 10^{-6}$  kg/j

Poids corporel de l'enfant = 17,2 kg

$f_{\text{sol}} = 1$

**DJE =  $1,97 \cdot 10^{-2} \times 150 \cdot 10^{-6} / 17,2 = 1,72 \cdot 10^{-7}$  mg/kg.j**

6.2.2.2. Ingestion de végétaux (légumes et fruits)

✓ **Consommation journalière de légumes et fruits**

La consommation moyenne de légumes et fruits en France figure dans le tableau ci-dessous. Ces données sont issues de la banque de données CIBLEX.

Nous avons moyenné les valeurs indiquées par classe d'âge pour se ramener à nos deux cas : adulte et enfant de moins de 6 ans.

Végétal	Consommation enfant	Consommation adulte
	(g/j)	(g/j)
Légume racine	67,73	94,27
Légume feuille	19,91	44,14
Légume fruit	28,64	39,05
Fruits	86,81	141,54

Ainsi, en considérant les pourcentages d'autoconsommation issus du tableau 6, la consommation de légumes ingérés provenant du jardin est la suivante :

Consommation de produits provenant du jardin		
Végétal	Consommation enfant	Consommation adulte
	(g/j)	(g/j)
Légume racine	5,7	7,9
Légume feuille	4,2	9,2
Légume fruit	2,4	3,3
Fruits	7,3	11,9

✓ **Calcul des DJE liées à la consommation de légumes et fruits**

**Exemple de calcul :**

**Cas du mercure et scénario enfant**

Concentrations végétaux : tableau 3 ; consommations journalières : voir ci-dessus.

DJE légumes racines =  $2,95 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg} \times 5,7 \cdot 10^{-3} \text{ kg/j} / 17,2 \text{ kg} = 9,82 \cdot 10^{-8} \text{ mg/kg.j}$

DJE légumes feuilles =  $3,10 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg} \times 4,2 \cdot 10^{-3} \text{ kg/j} / 17,2 \text{ kg} = 7,48 \cdot 10^{-8} \text{ mg/kg.j}$

DJE légumes fruits =  $2,97 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg} \times 2,4 \cdot 10^{-3} \text{ kg/j} / 17,2 \text{ kg} = 4,17 \cdot 10^{-8} \text{ mg/kg.j}$

DJE fruits =  $3,02 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg} \times 7,3 \cdot 10^{-3} \text{ kg/j} / 17,2 \text{ kg} = 1,28 \cdot 10^{-7} \text{ mg/kg.j}$

**DJE tot. végétaux =  $\Sigma$  (DJE légumes et fruits) =  $3,43 \cdot 10^{-7} \text{ mg/kg.j}$**

### 6.2.2.3. Ingestion de produits d'origine animale

#### ✓ **Consommation journalière de produits d'origine animale**

La consommation moyenne de produits d'origine animale en France figure dans le tableau ci-dessous. Ces données sont issues de la banque de données CIBLEX.

Nous avons moyenné les valeurs indiquées par classes d'âge pour se ramener à nos deux cas : adulte et enfant de moins de 6 ans.

Produits d'origine animale	Consommation enfant	Consommation adulte
	(g/j)	(g/j)
Viande (sauf volailles)	55,13	69,99
Viande de volailles	25,56	48,7
Produits laitiers	374,29	302,87
Œufs	16,92	27,64

Ainsi, en considérant les pourcentages d'autoconsommation présentée dans le tableau 6, la consommation de produits d'origine animale est la suivante :

Produits d'origine animale	Consommation enfant	Consommation adulte
	(g/j)	(g/j)
Viande (sauf volailles)	1,1	1,4
Viande de volailles	4,3	8,1
Produits laitiers	5,5	4,4
Œufs	1,78	2,9

#### ✓ **Calcul des DJE liées à la consommation de produits d'origine animale**

<b>Exemple de calcul:</b>	
<b>Cas du mercure et scénario enfant</b>	
Concentrations produits : tableau 5 ; consommations journalières : tableau ci-dessus.	
DJE viande	= $5,97 \cdot 10^{-5} \text{ mg/kg} \times 1,1 \cdot 10^{-3} \text{ kg/j} / 17,2 \text{ kg} = 5,03 \cdot 10^{-9} \text{ mg/kg.j}$
DJE volaille	= $1,01 \cdot 10^{-5} \text{ mg/kg} \times 4,3 \cdot 10^{-3} \text{ kg/j} / 17,2 \text{ kg} = 2,50 \cdot 10^{-9} \text{ mg/kg.j}$
DJE produits laitiers	= $6,595 \cdot 10^{-5} \text{ mg/kg} \times 5,5 \cdot 10^{-3} \text{ kg/j} / 17,2 \text{ kg} = 2,11 \cdot 10^{-8} \text{ mg/kg.j}$
DJE oeufs	= $6,24 \cdot 10^{-7} \text{ mg/kg} \times 1,78 \cdot 10^{-3} \text{ kg/j} / 17,2 \text{ kg} = 6,47 \cdot 10^{-11} \text{ mg/kg.j}$
<b>DJE tot. produits</b>	<b>= <math>\Sigma</math> (DJE viande, volaille, lait, oeufs) = <math>2,87 \cdot 10^{-8} \text{ mg/kg.j}</math></b>

6.2.2.4. DJE totale (sol + végétaux+ produits d'origine animale)

A partir des DJE calculées pour le sol, pour les végétaux et les produits d'origine animale, il est possible de construire les scénarii d'exposition enfant et adulte.

L'ensemble des DJE correspondant à ces scénarii d'exposition figure dans le tableau 7.

**Exemple de calcul:**  
**Cas du mercure - scénario enfant :**

$$DJE_{totale} = DJE_{\text{ingestion sol}} + DJE_{\text{ingestion végétaux}} + DJE_{\text{ingestion animaux}}$$

$$= 1,72 \cdot 10^{-7} + 3,43 \cdot 10^{-7} + 2,87 \cdot 10^{-8} = 5,44 \cdot 10^{-7} \text{ mg/kg.j}$$

Tableau 7 : DJE totales en fonction des 2 scénarii enfants / adultes

Substance	Enfant				Adulte			
	DJE sol	DJE végétaux	DJE animaux	DJE totale	DJE sol	DJE végétaux	DJE animaux	DJE totale
<b>Mercure</b>	1,72E-07	3,43E-07	2,87E-08	<b>5,44E-07</b>	1,57E-08	1,56E-07	7,78E-09	<b>1,80E-07</b>
<b>Dioxines/furanes</b>	5,78E-14	2,60E-15	1,17E-12	<b>1,23E-12</b>	5,29E-15	1,32E-15	5,82E-13	<b>5,89E-13</b>

On constate que la DJE enfant est, pour toutes les substances, supérieure à la DJE adulte. Dans la suite de l'étude, nous retiendrons la DJE enfant, cas le plus pénalisant, afin de calculer les indices de risque (IR).

Pour calculer les ERI (Excès de Risque Individuel), faisant intervenir la durée d'exposition, nous utilisons les DJE enfant et adulte.



### 6.2.3. Effets à seuil par ingestion

Les indices de risques sont calculés pour chaque substance à partir de la dose journalière d'exposition calculée précédemment.

On applique la formule suivante :

$$IR = \frac{DJE}{DJT}$$

avec :  $IR$  : indice de risque  
 $DJE$  : dose journalière d'exposition (mg/kg.j)  
 $DJT$  : dose journalière tolérable (mg/kg.j) : RfD, MRL, ...

**Exemple de calcul :**

**Cas du mercure- cas d'un enfant**

$DJE = 5,44 \cdot 10^{-7}$  mg/kg.j  
 $DJT = 1 \cdot 10^{-4}$  mg/kg.j  
 $IR = DJE / DJT = 5,44 \cdot 10^{-7} \text{ mg/kg.j} / 1 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg.j} = 5,44 \cdot 10^{-3}$

**Tableau 8 : Indices de risque par ingestion pour le cas d'un enfant (cas le plus pénalisant)**

Substance	DJE totale (mg/kg.j)	VTR (mg/kg.j)	Organes cible ou effet sur...	IR Ing
<b>Mercure</b>	$5,44 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-4}$	Système nerveux central/ développement neurologique	<b><math>5,44 \cdot 10^{-3}</math></b>
<b>Dioxines/furanes</b>	$1,23 \cdot 10^{-12}$	$1 \cdot 10^{-9}$	Développement psychomoteur, reproduction et système immunitaire	<b><math>1,23 \cdot 10^{-3}</math></b>

L'indice de risque le plus important est obtenu pour le mercure avec un indice de risque de  $5,44 \cdot 10^{-3}$ .

**Les indices de risque obtenus pour chacun des composés traceurs pour une exposition chronique par ingestion sont nettement inférieurs à 1.**

L'addition des indices de risque lié aux substances et aux différentes voies d'exposition (inhalation et ingestion) est réalisée dans le paragraphe 6.3. Risque global.

### 6.2.4. Effets sans seuil par ingestion

On applique la formule suivante :

$$ERI = ERU \times \frac{\sum_j DJE_j \times T_j}{70}$$

- avec :
- ERI : Excès de risque individuel
  - ERU : Excès de risque unitaire (mg/kg.j)<sup>-1</sup>
  - DJE<sub>j</sub> : Dose journalière d'exposition calculée associée à la classe d'âge j (mg/kg.j)<sup>-1</sup>
  - T<sub>j</sub> : Durée d'exposition associée à la classe d'âge j (années)

Les durées d'exposition pour les deux classes d'âge étudiées sont :

- enfants de moins de 6 ans : T = 6 ans
- adultes : T = 64 ans

L'estimation d'un excès de risque individuel par ingestion est effectuée pour les substances disposant d'un ERU par voie orale.

**Tableau 8 : Excès de Risque Individuel par ingestion**

Substance	DJE enfant (mg/kg.j)	DJE adulte (mg/kg.j)	ERU <sub>o</sub> (mg/kg.j) <sup>-1</sup>	ERI <sub>ing1</sub>
Dioxines/furanes	1,23.10 <sup>-12</sup>	5,89.10 <sup>-13</sup>	1,3.10 <sup>5</sup>	<b>8,37.10<sup>-8</sup></b>

**L'excès de risque individuel lié à l'ingestion des dioxines/furanes est nettement inférieur à la valeur repère recommandée par l'US-EPA et l'OMS, à savoir 10<sup>-5</sup>.**

L'addition des ERI lié aux substances et aux différentes voies d'exposition (inhalation et ingestion) est réalisée dans le paragraphe 6.3. Risque global.

### 6.3. RISQUE GLOBAL : INHALATION ET INGESTION

Conformément au guide méthodologique de l'INERIS, nous avons adopté la démarche la plus courante qui consiste, au moins dans un premier temps, à additionner les indices de risques liés aux différentes substances et aux différentes voies d'exposition pour une même durée d'exposition.

Dans un deuxième temps, et en particulier si l'exercice précédent conduit à un risque supérieur à la valeur repère, on réalise alors une évaluation plus poussée en additionnant uniquement les indices de risques se rapportant aux mêmes effets toxiques et concernant le même organe cible.

#### 6.3.1. Effets à seuil

Le tableau ci-dessous présente l'indice de risque global obtenu pour les différentes substances et voies d'exposition. Ce dernier est obtenu en additionnant les indices de risques de chaque substance par inhalation et ingestion.

Substances	IR <sub>inh</sub>	IR <sub>ing</sub>
NOx	$9.10^{-3}$	-
Poussières (PM <sub>2,5</sub> )	$3,8.10^{-4}$	-
COV (benzène)	$4,7.10^{-4}$	-
HCl	$1,1.10^{-3}$	-
Mercuré	$4,7.10^{-4}$	$5,44.10^{-3}$
Dioxines/ furanes	$1,8.10^{-6}$	$1,23.10^{-3}$
<b>Indice de risque global</b>	<b><math>1,8.10^{-2}</math></b>	

**L'indice de risque global obtenu atteint de  $1,8.10^{-2}$ . Cette valeur est nettement inférieure à la valeur repère de 1.**

Par ailleurs, il convient de rappeler que cette méthode est très majorante puisque les indices de risque de toutes les substances et toutes les voies d'expositions sont additionnés alors que les substances n'ont pas toutes un effet sur le même organe cible.

### 6.3.2. Effets sans seuil

Le tableau ci-dessous présente les excès de risque individuels obtenus pour les différentes substances cancérigènes et les différentes voies d'exposition.

Substances	ERI <sub>inh</sub>	ERI <sub>ing</sub>
Benzène	3,1.10 <sup>-8</sup> à 1,1.10 <sup>-7</sup>	-
Dioxines/furanes	3.10 <sup>-9</sup>	8,37.10 <sup>-8</sup>
<b>ERI global</b>	<b>1,2 à 2.10<sup>-7</sup></b>	

L'excès de risque individuel global est obtenu en additionnant les indices de risques de chaque substance par inhalation et ingestion. Il atteint une valeur maximale de 2.10<sup>-7</sup>. Cette valeur est inférieure à la valeur repère de 10<sup>-5</sup> préconisée par l'OMS.

Il est rappelé que cet ERI a été obtenu en assimilant de façon pénalisante la totalité des COV susceptibles d'être émis par l'installation à du benzène.

## 7. INCERTITUDES

Cette étude du risque sanitaire a été conduite en utilisant, dans un principe de prudence et de proportionnalité, les méthodes et les données recommandées par les organismes experts, en priorité l'Institut de Veille Sanitaire (InVS) et l'INERIS et de façon complémentaire l'US-EPA et l'OMS. Néanmoins, cette démarche s'accompagne nécessairement d'une part d'incertitudes qui proviennent de lacunes ou d'imprécisions des données et de l'obligation de fixer des hypothèses.

Les hypothèses ont été fixées dans le sens de la sécurité, dans le but de privilégier une surestimation des risques sanitaires. Il n'est pas envisageable actuellement de quantifier l'incertitude sur le risque sanitaire final. L'objectif de ce chapitre est de présenter les principales incertitudes, qu'elles sur-estiment ou non le risque.

L'évaluation quantitative du risque sanitaire ne doit pas être lue comme le taux de mortalité attendu dans la population exposée, mais comme une estimation du risque potentiel fondé sur les connaissances à la date d'élaboration de l'étude et sur un certain nombre d'hypothèses.

Les principales sources d'incertitudes relatives à cette étude sont les suivantes:

- l'extrapolation de données toxicologiques à partir d'études épidémiologiques et d'expérimentations sur l'animal,
- les incertitudes sur l'estimation des émissions,
- les incertitudes liées au modèle de dispersion atmosphérique utilisé,
- les incertitudes sur le modèle de remontée dans la chaîne alimentaire,
- les incertitudes sur l'exposition des populations et sur la variabilité de la réaction des êtres humains aux différents facteurs.

### 7.1. INCERTITUDES SUR LES DONNEES TOXICOLOGIQUES

---

Les valeurs toxicologiques de référence pour les effets sans seuil comme pour les effets avec seuil sont fondées sur :

- des études épidémiologiques (cohorte de travailleurs soumise à des expositions professionnelles),
- des expérimentations sur l'animal en attribuant aux résultats des facteurs d'incertitudes.

Il est important de noter que :

- l'homme ne réagit pas nécessairement comme l'animal,
- les données sur l'animal sont elles-mêmes soumises aux incertitudes liées aux protocoles expérimentaux (nombre d'animaux, dosage, voies d'administration des produits, durée des tests,...),
- l'extrapolation par des modèles mathématiques de résultats expérimentaux à fortes concentrations, à des expositions chroniques à très faibles doses génère des biais sur les résultats,
- le principe de prudence nous conduit en première approche à ajouter les indices de risque et excès de risque individuels pour les différentes substances et voies d'exposition,
- les effets de synergie (sous-estimation des risques) ou d'antagonisme (surestimation des risques) des différents composés ne peuvent pas être pris en compte.

## **7.2. INCERTITUDES LIEES AUX ESTIMATIONS DES EMISSIONS**

---

Les composés retenus sont les composés qui font l'objet actuellement d'une réglementation en valeur limite de rejet conformément à l'arrêté du 28 janvier 2010.

Pour les composés réglementés, les concentrations d'émission retenues sont les concentrations attendues qui sont prises de façon majorante égales aux valeurs réglementaires. La vitesse d'éjection minimale a été prise en compte ainsi qu'une durée de fonctionnement du four maximaliste basée sur 500 crémations/an (alors qu'il n'en est prévu que 300 dans un premier temps avec une augmentation régulière allant jusqu'à 500 en 2037).

Concernant les émissions de Composés Organiques Volatils, en l'absence de spéciation, nous avons considéré la présence de benzène, en concentration égale à la valeur limite d'émission des COV.

Il n'a pas été retenu la présence éventuelle de métaux lourds autres que le mercure ou de composés organiques spécifiques autres que le benzène.

Il n'a pas été tenu compte des composés secondaires résultant de transformation chimique dans l'atmosphère, comme la formation d'ozone par exemple.

### 7.3. INCERTITUDES LIEES AU MODELE DE DISPERSION ATMOSPHERIQUE (ARIA-IMPACT)

---

Ces incertitudes proviennent :

- des hypothèses concernant les données d'entrée du modèle,
- du modèle lui-même, qui utilise une formulation mathématique réductrice des phénomènes physiques mis en œuvre dans les phénomènes de transport et de dispersion des polluants.

Les incertitudes liées aux hypothèses d'entrée du modèle sont :

- le choix de la station météorologique la plus représentative mais pas implantée exactement sur le site,
- l'utilisation d'une table de contingence nébulosité-vitesse du vent pour déterminer des classes de stabilité discontinues,
- le choix d'une valeur d'albédo unique pour l'année (pas de prise en compte des périodes de neige par exemple),
- le choix d'un coefficient de rugosité unique pour l'ensemble du domaine (urbain, forêts, prairies,...).

Le modèle utilisé est de type gaussien (incluant un modèle « à bouffée » pour prendre en compte les vents calmes (dont la vitesse est inférieure à 1 m/s). Les principales incertitudes du modèle sont :

- un manque de précision à moins de 100 m de la source (se traduisant généralement par une surestimation de l'exposition),
- la non prise en compte des obstacles en champ proche.

Le modèle Aria- Impact est cité dans le guide méthodologique de l'INERIS parmi les logiciels susceptibles d'être utilisés pour la modélisation de rejets atmosphériques chroniques. Ce logiciel répond au cahier des charges de l'US-EPA (Guidelines on Air Quality Models).

### 7.4. INCERTITUDES LIEES AU MODELE DE REMONTEE DANS LA CHAINE ALIMENTAIRE

---

Le modèle utilisé est un modèle simple, basé sur des équations classiques fournies dans de nombreux guides méthodologiques. Les principales incertitudes du modèle sont les suivantes :

- Temps d'exposition : nous avons considéré en première approche une exposition continue des populations durant 70 ans puis 30 ans, 24h/24, 365

j/365, sans prise en compte de déplacement dans et hors du modèle d'étude (hypothèse très majorante)

- Evolution des concentrations dans le sol et persistance :

Le modèle de calcul de remontée dans la chaîne alimentaire que nous avons utilisé pour estimer l'exposition par ingestion des populations ne tient pas compte des phénomènes d'atténuation naturelle des polluants dans le sol (ruissellement, érosion, lixiviation, volatilisation et dégradation). En effet, ces phénomènes étant fortement dépendant des conditions locales (caractéristiques pédologiques, climatiques, topographiques), ils sont difficiles à estimer. De plus, la prise en compte de la dégradation des polluants dans le sol nécessiterait de s'intéresser à leurs produits de dégradation (la formation de ces produits de dégradation est dépendante des conditions locales et donc difficile à caractériser). Aussi, afin de ne pas sous-estimer le risque lié à cette voie d'exposition, les calculs de remontée dans la chaîne alimentaire ont été réalisés sans tenir compte de cette atténuation naturelle (accumulation linéaire dans le sol).

Cette approche est la même que celle utilisée par l'INERIS dans son rapport de « *Mise à jour de l'évaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion, décembre 2004* ».

Les quantités de polluants dans les sols ont été modélisées pour 70 ans de fonctionnement des installations, ce qui correspond à la durée de vie moyenne d'un être humain.

Il convient donc de préciser que cette méthode est très majorante, surtout pour l'estimation des risques pour les effets sans seuil puisque les calculs de remontée dans la chaîne alimentaire sont réalisés à partir des dépôts qui se sont accumulés durant 70 ans sur le sol. Or, pour les effets sans seuil, étant donné que la durée d'exposition est prise en compte, la méthodologie appliquée revient à considérer que les personnes sont exposées pendant 70 ans aux dépôts de la 70ème année (alors que la première année, elles sont exposées aux dépôts D, la deuxième année aux dépôts 2D et la 70ème seulement aux dépôts 70D).

- Contamination pré-existante et bruit de fond :

L'étude prend en compte les émissions actuelles du site afin d'évaluer la contribution du site à l'exposition des populations. Nous n'avons pas tenu compte d'une contamination pré-existante ni du bruit de fond sur la zone d'étude. En effet, l'objectif d'une telle étude de risque sanitaire est bien d'évaluer le risque attribuable au site.



- La non prise en compte de l'exposition par voie cutanée : dans son rapport « Mise à jour de l'évaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion, décembre 2004 », l'INERIS montre que cette voie d'exposition est négligeable par rapport à l'exposition par ingestion.

Le modèle utilisé dans la présente étude est donc majorant (points 1 et 2), mais présente les avantages suivants :

- Il permet de ne pas retenir d'hypothèses discutables sur les temps d'exposition (variabilité des déplacements de la population : départs en vacances, déménagements, déplacements dans le domaine d'étude,...)
- Il permet de ne pas utiliser de coefficient d'atténuation des polluants dans les sols, compte tenu de la complexité des phénomènes et de l'absence de modèle complet validé à ce jour,
- Il présente l'avantage d'une approche suffisamment simple pour être opérationnelle.

## **7.5. LES INCERTITUDES SUR L'EXPOSITION DES POPULATIONS ET SUR LA VARIABILITE DE LA REACTION DES ETRES HUMAINS AUX DIFFERENTS FACTEURS**

---

De nombreux facteurs relatifs à la diversité génétique (métabolisme, sensibilité du polluant,...), au mode de vie (régime alimentaire, sédentarité,...), à l'état de santé (âge, immunodéficiences,...) ne peuvent être intégrés dans l'étude de risque sanitaire (sinon par un coefficient d'incertitude supplémentaire sur les valeurs toxicologiques de référence).

La quantification du risque a été réalisée de façon majorante en supposant une exposition 24h/24 et 365j/an aux concentrations maximales. Il n'est pas tenu compte des déplacements en dehors du domaine d'étude, ni dans le domaine d'étude.

## **7.6. CONCLUSION SUR LES INCERTITUDES**

---

Les hypothèses prises pour les valeurs des variables d'entrée de l'Evaluation des Risques Sanitaires et les coefficients de sécurité pris à chaque étape du processus, rendent peu probable une sous-estimation du risque pour les populations.

Rappelons que les indices de risque et l'excès de risque individuel calculés sont des indicateurs évalués avec les connaissances techniques du moment.

## 8. CONCLUSION

L'Evaluation des Risques Sanitaires (ERS) a été réalisée pour les émissions atmosphériques du projet de crématorium.

Les voies d'exposition qui ont été retenues sont les suivantes :

- ↳ Exposition par inhalation de composés émis à l'atmosphère,
- ↳ Exposition par ingestion (pour le mercure et les dioxines/furanes) :
  - ingestion directe de sol (en particulier chez les enfants),
  - ingestion indirecte via les légumes et fruits « contaminés »,
  - ingestion indirecte via les produits animaux (viande, volaille, œufs, lait,...) ; la contamination des animaux provient de l'ingestion directe de sol et de végétaux (herbes, céréales,...).

Le scénario d'exposition qui a été retenu est majorant étant donné que les calculs ont été réalisés en considérant pour chaque composé la valeur de concentration maximale dans l'air et le dépôt maximal au sol ; or, la zone de concentration maximale dans l'air ne correspond pas systématiquement à la zone de dépôt maximal.

Rappelons également que les résultats de cette étude sont donnés pour :

- Les enfants (population sensible),
- Une exposition considérée durant 70 ans.

La quantification des risques sanitaires a été réalisée de manière majorante conformément aux recommandations de l'INERIS qui préconise en première approche l'addition des indices de risques obtenus pour toutes les voies d'expositions et toutes les substances (la démarche est la même pour les excès de risque individuels).

Les résultats de l'Evaluation des Risques sont les suivants :

- l'Indice de Risque Global est nettement inférieur à 1,
- l'Excès de Risque Individuel Global est nettement inférieur à  $10^{-5}$ .

**Aussi, nous pouvons conclure qu'au vu des exigences réglementaires, des connaissances méthodologiques et bibliographiques validées au moment de la rédaction du rapport et des hypothèses retenues, les indicateurs d'exposition des populations aux émissions atmosphériques du projet de crématorium respectent les recommandations des autorités sanitaires.**