

## 5. Analyse des Risques sanitaires

### 5.1 Schéma conceptuel

Le schéma conceptuel au droit du secteur d'étude, présenté en **Figure 22**, a été établi sur la base de l'ensemble des investigations réalisées, est présenté de façon à visualiser :

- la ou les sources de pollution,
- les voies de transfert possibles,
- les cibles potentielles,
- les milieux d'exposition.

Les cibles potentiellement exposées sont :

- sur site : les employés du site industriel ;
- hors site :
  - les habitants riverains (adultes et enfants) ;
  - les agriculteurs exploitant les parcelles agricoles autour du site et les consommateurs directs ou indirects des produits agricoles.

**Les usages potentiels de la nappe de la craie n'ont pas été retenus étant donné qu'aucun captage ou puits privé n'est recensé en aval hydraulique du site ou à proximité immédiate du site.**

Le budget espace-temps et les caractéristiques des cibles considérées sont précisés en **annexe 9**.

Les modes de transfert identifiés sont :

- la volatilisation depuis les sols et la nappe vers l'air ambiant en extérieur ou l'air intérieur des bâtiments sur et hors site,
- la migration dans la nappe de la craie.

La seule voie d'exposition considérée pour chaque cible est l'inhalation de composés volatils en provenance des sols ou des eaux souterraines.

### 5.2 Quantification des risques sanitaires

Les détails des calculs de risque (relations dose-réponse des composés présents dans les différents milieux, concentrations retenues, caractéristiques des milieux sources,...) sont présentés en **annexe 9**.

#### 5.2.1 Méthodologie

##### ***Estimation du risque pour les effets toxiques sans seuil***

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

$$\text{ERI (inhalation)} = \text{CI} \times \text{ERUi}$$

$$\text{ERI (oral)} = \text{DJE} \times \text{ERUo}$$

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

Pour chaque scénario d'exposition, un ERI global est ensuite calculé en faisant :

- pour chaque composé, la somme des risques liés à chacune des voies d'exposition,
- la somme des risques liés à chacun des composés cancérigènes.

Il n'existe pas de niveau d'excès de risque individuel universellement acceptable. La Circulaire du ministère en charge de l'environnement datée du 8 février 2007, relative aux sites et sols pollués et aux modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués, considère que le niveau de risque « usuellement [retenue] au niveau international par les organismes en charge de la protection de la santé », de  $10^{-5}$  est acceptable.

En cas d'exposition conjointe à plusieurs agents dangereux, l'Environmental Protection Agency des Etats-Unis (US-EPA) recommande de sommer l'ensemble des excès de risque individuels (ERI), quels que soient le type de cancer et l'organe touché, de manière à apprécier le risque cancérigène global qui pèse sur la population exposée.

### **Estimation du risque pour les effets toxiques à seuil**

Pour les effets toxiques à seuil, un quotient de danger (QD) est défini pour chaque voie d'exposition de la manière suivante :

$$QD_{i,ING} = \frac{DJE_{i,ING}}{RfDi} \quad \text{et} \quad QD_{i,INH} = \frac{CI_{i,INH}}{RfCi}$$

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

Malgré la position récente de l'Environmental Protection Agency des Etats-Unis (US-EPA) qui recommande l'additivité des QD uniquement pour les substances ayant le même mécanisme d'action toxique et le même organe cible, en l'absence de doctrine unique sur l'additivité des risques et compte tenu de la méconnaissance à l'heure actuelle des mécanismes d'action pour la majorité des substances, nous procéderons à l'additivité des quotients de danger.

Si la somme des Quotients de Danger ainsi obtenue dépasse la valeur de 1, cette hypothèse trop conservatoire sera dépassée, en distinguant les substances ayant le même organe.

Parallèlement, il convient de rappeler la limite méthodologique des évaluations de risques sanitaires lorsque plusieurs substances peuvent avoir entre elles des effets synergiques ou antagonistes. A l'heure actuelle, les éléments qui permettraient de déterminer si les effets se cumulent ou non ne sont pas disponibles et il n'y a pas de consensus sur une méthode pour prendre en compte les effets de mélanges.

## **5.2.2 Quantification des risques sanitaires sur site**

Au droit du site, la solution de gestion retenue n'inclut pas d'action de dépollution des zones sources ni du panache identifiés.

Par ailleurs, de manière majorante et sécuritaire, aucune atténuation des sources n'est prise en compte pour les calculs de risques sanitaires.

Etant donné que le site va conserver sa configuration actuelle (bâtiments utilisés pour des activités de stockage et de logistique) et que le recouvrement des sols sera maintenu sur l'ensemble du site, la seule voie d'exposition qui subsiste est l'inhalation en intérieur et en extérieur de vapeurs volatilisées depuis les sols et eaux souterraines.

L'analyse des risques sanitaires été menée en considérant les concentrations moyennes mesurées dans l'air intérieur des bâtiments entre juin 2008 et septembre 2013 ;

Le détail des calculs est fourni en **annexe 12** et les risques sanitaires QD et ERI sont synthétisés dans le tableau suivant.

**Tableau 18 : Risques sanitaires pour les travailleurs du site ARKEMA**

Scénario : Travailleurs sur site	Effets toxiques à seuil non cancérigènes Quotient de danger (QD)	Effets toxiques à seuil cancérigènes Quotient de danger (QD)	Effets toxiques sans seuil Excès de risques individuels (ERI)
Voies d'exposition	Adulte 1	Adulte 1	Adulte 1
INHALATION VAPEURS EN INTERIEUR	2,2E-03	3,2E-04	3,8E-08
INHALATION VAPEURS EN EXTERIEUR	3,0E-03	0,0E+00	7,2E-08
<b>TOTAL</b>	0,005	0,0003	1,1E-07

Le tableau ci-dessus montre que pour des travailleurs adultes du site présents 7h/jour à l'intérieur des bâtiments, 0,5h/jour en extérieur, 220 jours/an pendant 42 ans, les teneurs observées sont compatibles avec les usages, tant pour les effets toxiques à seuils que pour les effets toxiques sans seuils.

Pour les effets toxiques à seuil, le quotient de danger maximum est de 0,005 pour les adultes travaillant en intérieur. Ce QD est environ 200 fois inférieur à la valeur considérée comme inacceptable (QD=1).

Pour les effets toxiques sans seuil, l'excès de risques individuels maximum calculé est de  $1,1 \cdot 10^{-7}$  pour les adultes travaillant en extérieur. Cet ERI est 100 fois inférieur à l'excès de risque considéré comme inacceptable (ERI=10<sup>-5</sup>).

**La compatibilité des teneurs du site avec les usages (travailleurs adultes) est par conséquent avérée.**

### 5.2.3 Quantification des risques sanitaires hors site

Hors site, deux types de cibles ont été identifiés :

- les résidents (adultes et enfants) des habitations situés dans les alentours du site,
- les agriculteurs exploitant les parcelles agricoles voisines du site.

Les analyses menées sur les gaz du sol en périphérie du site mettent en évidence des teneurs notables en BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes), naphthalène et hydrocarbures aromatiques C<sub>8</sub>-C<sub>10</sub>.

Compte tenu de ces cibles et des teneurs mesurées dans les gaz du sol, l'analyse des risques est menée en considérant les milieux d'expositions suivants :

- pour les résidents : inhalation de vapeurs en intérieur des habitations (avec ou sans cave) et en extérieur au droit des jardins privés pour des adultes et enfants résidents ;
- pour les agriculteurs : inhalation de vapeurs en extérieur pour des agriculteurs adultes.

L'analyse des risques sanitaires été menée en considérant les concentrations moyennes mesurées dans l'air intérieur des bâtiments entre juin 2008 et septembre 2013 ;

Le détail des calculs est fourni en **annexe 12** et les risques sanitaires QD et ERI sont synthétisés dans les tableaux suivants.

**Tableau 19 : Risques sanitaires pour les résidents des habitations avec caves**

Scénario : Résidents des habitations voisines du site Arkema (avec cave)	Effets toxiques à seuil non cancérigènes Quotient de danger		Effets toxiques sans seuil Excès de risques	
	Adulte	Enfant	Adulte	Enfant
Voies d'exposition				
INHALATION VAPEURS EN INTERIEUR, niveau principal choisi	1,8E-04	1,8E-04	2,8E-10	4,3E-11
INHALATION VAPEURS EN INTERIEUR, niveau secondaire	2,1E-03	2,1E-03	3,3E-09	5,0E-10
INHALATION VAPEURS EN EXTERIEUR sans dallage	3,7E-04	5,5E-04	5,2E-10	1,2E-10
<b>TOTAL</b>	0,003	0,003	4,6E-09	7,7E-10

Le tableau ci-dessus montre que pour des résidents adultes et enfants des habitations disposant d'une cave, en prenant en compte les concentrations moyennes mesurées dans les gaz du sol entre septembre 2008 et 2013, teneurs observées sont compatibles avec les usages tant pour les effets toxiques à seuils que pour les effets toxiques sans seuils.

Pour les effets toxiques à seuil, le quotient de danger maximum est de 0,003. Ce QD est plus de 300 fois inférieur à la valeur considérée comme inacceptable (QD=1).

Pour les effets toxiques sans seuil, l'excès de risques individuels maximum calculé est de  $4,6 \cdot 10^{-9}$ . Cet ERI est plus de 2000 fois inférieur à l'excès de risque considéré comme inacceptable (ERI= $10^{-5}$ ).

**Il n'y a pas d'incompatibilité d'usage pour les résidents adultes et enfants des habitations disposant d'une cave situées à proximité du site ARKEMA.**

**Tableau 20 : Risques sanitaires pour les résidents des habitations sans cave**

Scénario : Résidents des habitations voisines du site Arkema (sans cave)	Effets toxiques à seuil non cancérigènes Quotient de danger		Effets toxiques sans seuil Excès de risques	
	Adulte	Enfant	Adulte	Enfant
Voies d'exposition				
INHALATION VAPEURS EN INTERIEUR	2,9E-02	2,9E-02	4,6E-08	6,8E-09
INHALATION VAPEURS EN EXTERIEUR sans dallage	3,7E-04	5,5E-04	5,2E-10	1,2E-10
<b>TOTAL</b>	0,03	0,03	4,6E-08	7,0E-09

Le tableau ci-dessus montre que pour des résidents adultes et enfants des habitations de plain-pied, en prenant en compte les concentrations moyennes mesurées dans les gaz du sol entre septembre 2008 et 2013, les teneurs observées sont compatibles avec les usages tant pour les effets toxiques à seuils que pour les effets toxiques sans seuils.

Pour les effets toxiques à seuil, le quotient de danger maximum est de 0,03. Ce QD est plus de 30 fois inférieur à la valeur considérée comme inacceptable (QD=1).

Pour les effets toxiques sans seuil, l'excès de risques individuels maximum calculé est de  $4,6 \cdot 10^{-8}$ . Cet ERI est plus de 200 fois inférieur à l'excès de risque considéré comme inacceptable (ERI= $10^{-5}$ ).

**Il n'y a pas d'incompatibilité d'usage pour les résidents adultes et enfants des habitations de plain-pied situées à proximité du site ARKEMA.**

**Tableau 21 : Risques sanitaires résiduels pour les agriculteurs**

Scénario : Agriculteurs exploitant les parcelles agricoles situées à proximité du site Arkema	Effets toxiques à seuil non cancérigènes Quotient de danger (QD)	Effets toxiques sans seuil Excès de risques individuels (ERI)
Voies d'exposition	Adulte	Adulte
INHALATION VAPEURS EN EXTERIEUR sans dallage	5,6E-03	8,2E-09
<b>TOTAL</b>	0,0056	8,2E-09

Le tableau ci-dessus montre que pour des agriculteurs exploitant les parcelles agricoles situées à proximité du site ARKEMA, en prenant en compte les concentrations moyennes mesurées dans les gaz du sol entre septembre 2008 et 2013, les teneurs observées sont compatibles avec les usages tant pour les effets toxiques à seuils que pour les effets toxiques sans seuils

Pour les effets toxiques à seuil, le quotient de danger est de 0,0056. Ce QD est environ 180 fois inférieur à la valeur considérée comme inacceptable (QD=1).

Pour les effets toxiques sans seuil, l'excès de risques individuels maximum calculé est de  $9.10^{-8}$ . Cet ERI est plus de 1200 fois inférieur à l'excès de risque considéré comme inacceptable (ERI= $10^{-5}$ ).

**Il n'y a pas d'incompatibilité d'usage pour les agriculteurs exploitant les parcelles agricoles situées à proximité du site ARKEMA.**

### 5.3 Incertitudes et sensibilité de l'analyse des risques sanitaires

L'analyse des incertitudes d'une évaluation des risques et la sensibilité des paramètres retenus pour cette évaluation est une partie intégrante de l'analyse des risques sanitaires. La discussion sur les paramètres clés de l'évaluation des risques réalisée est présentée en **annexe 9**.

De nombreux facteurs engendrent des incertitudes sur les risques évalués notamment les étapes de modélisation des transferts des composés volatils des gaz du sol vers l'air ambiant.

Cependant l'approche retenue dans le cadre de la présente analyse des risques repose à la fois sur les observations de terrain, les mesures et analyses réalisées afin de caractériser les contaminations, et les données de la littérature. Par ailleurs, nous nous sommes systématiquement positionnés dans une approche conservatoire et prudente visant à majorer les niveaux de risques calculés, en considérant les connaissances acquises à ce jour.

C'est pourquoi, sur la base des connaissances actuelles, des pratiques communément admises de la gestion du risque sanitaire, et pour les hypothèses retenues, nous considérons comme fondé de retenir qu'il n'y a pas d'incompatibilité d'usage aussi bien sur site pour des travailleurs adultes que pour les riverains et les agriculteurs exploitant les parcelles voisines du site.

# **Annexe 9**

# **Analyse des risques sanitaires**

Cette annexe contient 11 pages

# Analyse des risques sanitaires

## 1) Cibles

Les cibles à considérer sont :

- sur site : les employés du site industriel ;
- hors site :
  - les habitants riverains (adultes et enfants) ;
  - les agriculteurs exploitant les parcelles agricoles autour du site.

Le budget espace-temps pour les cibles considérées est détaillé ci-après. Nous ne considérerons, dans la présente étude que des expositions chroniques.

En effet, l'annexe 2 de la Politique nationale des sites et sols pollués stipule que « *La problématique des sites et sols pollués relève pour la population générale, du domaine des risques chroniques et non des risques accidentels dont les effets potentiels sont, par contre, très rapidement observables* ».

Les paramètres d'exposition considérés sont présentés dans le tableau ci-après.

**Budget espace-temps des cibles considérées**

Paramètres	Unités	Sur site		Hors site			
		Travailleurs adultes	Résidents adultes Habitations avec cave	Résidents enfants Habitations avec cave	Résidents adultes Habitations sans cave	Résidents enfants Habitations sans cave	Agriculteurs adultes
Poids corporel	kg	60	60	15	60	15	60
Hauteur des organes respiratoires	m	1,5	1,5	1	1,5	1	1,5
T= durée d'exposition	années	42	40	6	40	6	42
F1ext=fréquence d'exposition en extérieur	jour/an	220	330	330	330	330	20
F2ext= fréquence d'exposition en extérieur	heure/jour	0,5	0,4	0,4	0,4	0,4	8
F1int=fréquence d'exposition en intérieur	jour/an	220	330	330	330	330	-
F2int= fréquence d'exposition en intérieur dans le niveau le plus bas (cave)	heure/jour	-	0,2	0,2	-	-	-
F2int= fréquence d'exposition en intérieur dans le niveau supérieur (RDC)	heure/jour	7	23,4	23,4	23,6	23,6	-
Tm: période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (sans seuil)	années	70	70	70	70	70	70
Tm: période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (à seuil)	années	42	40	6	40	6	42
Débit respiratoire moyen	m <sup>3</sup> /j	20	20	8	20	8	20

## 2) Modes de transfert des sources vers les autres milieux

Les modes de transfert identifiés sont :

- la volatilisation depuis les sols et la nappe vers l'air ambiant en extérieur ou l'air intérieur des bâtiments sur et hors site,
- la migration dans la nappe de la craie.

Remarque concernant la non-prise en compte des voies de transfert par inhalation de poussières et par ingestion de sols/poussières :

On note la présence d'un recouvrement sur la majeure partie du site (présence en surface d'enrobé, de béton ou de schistes miniers).

Seule la partie sud-ouest du site est actuellement enherbée. D'après les photographies aériennes anciennes disponibles, aucune activité industrielle ne semble avoir été pratiquée au droit de cette zone. De plus, cette zone est actuellement entièrement végétalisée et aucun usage n'est exercé dans cette partie du site.

Compte tenu de ces éléments, les vecteurs par contact direct de sols, par inhalation de poussières et par ingestion de sols/poussières ne sont pas retenus. Le maintien du recouvrement, par quelque méthode que ce soit, est par ailleurs préconisé dans le Plan de Gestion.

### 3) Milieux d'exposition

Ainsi, la seule voie d'exposition à retenir, pour chacune des cibles concerne l'inhalation de composés volatils depuis les sols et/ou les eaux souterraines.

Ces modes d'exposition sont repris à la **figure 24** qui présente le schéma conceptuel.

### 4) Composés pris en compte

#### Sélection des composés et concentrations retenues

La synthèse des investigations sur le site combinée aux scénarios d'expositions choisis permet de réaliser la sélection des composés à prendre en compte pour les milieux d'exposition considérés. La sélection des composés à prendre en compte est basée sur les éléments suivants :

- les concentrations mesurées dans l'air des sols à des teneurs supérieures aux limites de détection analytique (hydrocarbures, toluène et m+p xylènes),
- les valeurs guides de concentrations dans l'air (décret 2002-213 ou OMS, 2000 et également si elles sont disponibles les concentrations habituellement mesurées dans l'air intérieur et extérieur par les observatoires français de la qualité de l'air),
- les principales propriétés physico-chimiques des composés : volatilité et solubilité.

Les concentrations retenues sont les suivantes :

- pour les travailleurs du site ARKEMA : concentrations moyennes mesurées dans l'air intérieur et extérieur entre juin 2008 et août 2013 ;
- pour les riverains du site et les agriculteurs : concentrations moyennes mesurées dans les gaz du sol entre septembre 2008 et septembre 2013.

#### Composés et concentrations moyennes retenus- Travailleurs du site ARKEMA

Composés retenus	Moyenne - Air intérieur	Moyenne - Air extérieur
	mg/m3	mg/m3
<b>BTEX-N</b>		
Benzène	0,0015	0,0012
Toluène	0,0035	0,0023
Ethylbenzène	0,0008	0,0006
m,p-Xylènes	0,0024	0,0021
o-Xylènes	0,0010	0,0008
<b>COHV</b>		
trichlorométhane	0,0029	non détecté
1,1,1-trichloroéthane	0,0016	non détecté
tétrachlorométhane	0,0004	non détecté
<b>Hydrocarbures par TPH</b>		
HC aliphatiques C6-C8	0,0284	non détecté
HC aliphatiques C8-C10	0,0145	0,05500
HC aliphatiques C10-C12	0,0583	0,03910
HC aromatiques C8-C10	0,0135	non détecté
<b>Phénol</b>		
Phénol	0,0004	non détecté



## Composés et concentrations moyennes retenus- Riverains et agriculteurs

Composés retenus	Moyenne - gaz du sol
	mg/m <sup>3</sup>
<b>Hydrocarbures volatils</b>	
Hydrocarbures aromatiques C8-C10	8,4
<b>HAP</b>	
Naphtalène	0,07
<b>BTEX</b>	
Benzene	0,01
Toluene	3,89
Ethylbenzene	0,07
m+p - Xylene	0,03
o - Xylene	0,14
Somme des xylènes	0,08

### Remarque concernant les hydrocarbures volatils mesurés dans les gaz du sol :

Lors de certaines campagnes de prélèvements, les hydrocarbures volatils n'ont pas été analysés selon la méthode TPH. Le détail des fractions hydrocarbonées n'est donc pas connu systématiquement. Les concentrations moyennes ont par conséquent été calculées en considérant la somme des hydrocarbures mesurés. Il a ensuite été décidé que ces hydrocarbures volatils étaient constitués par des hydrocarbures aromatiques C<sub>8</sub>-C<sub>10</sub> afin d'être dans une approche sécuritaire (le choix des hydrocarbures aromatiques C8-C10 est majorant en termes de risques sanitaires).

### **Relations dose-réponse des polluants retenus pour l'EQR5**

Les relations dose-réponse des composés présents dans les différents milieux sont données en **annexe 10**.

Cette annexe présente :

- la cancérogénicité des composés,
- les valeurs toxicologiques retenues (pour les différents types d'effet),
- les caractéristiques physico-chimiques des composés.

La sélection des valeurs toxicologiques de référence (VTR) est basée sur la circulaire DGS/SD 7B n°2006-234 en date du 30 mai 2006 relative « aux modalités de sélection des substances chimiques et du choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations de risques sanitaires dans le cadre des études d'impact ».

Cependant, en complément à ce document, pour chaque substance, les différentes VTR actuellement disponibles seront recherchées de façon à discuter le choix réalisé sur les critères suivants :

- valeurs issues d'études chez l'homme ou valeurs dérivées à partir d'études sur les animaux ;
- la qualité de l'étude pivot (protocole, taille de l'échantillon, ...) ;
- les modes de calcul (degré de transparence dans l'établissement de la VTR) et les facteurs de sécurité appliqués.

Les VTR retenues sont présentées dans le tableau en page suivante. On notera qu'aucune des substances détectées dans l'air des sols ne présentent de risque cancérigène (effet toxique sans seuil) reconnu à ce jour.

### VTR retenues

Composés retenus	CAS n°R	EFFETS TOXIQUES SANS SEUIL			EFFETS TOXIQUES A SEUIL			
		ERUi (µg/m3)-1	type de cancer voie inh°	Source	VTRi (inh°) (µg/m3)	Organe cible (inh°)	Source	Facteur de sécurité (inh°)
<b>Hydrocarbures aromatiques polycycliques</b>								
Naphtalène	91-20-3	<b>1,10E-06</b>	application TEF	-	<b>3</b>	sys. Resp.	US-EPA, 1998	3000
<b>Composés aromatiques monocycliques</b>								
benzène	71-43-2	<b>7,80E-06</b>	leucémie	US-EPA, 2000	<b>10</b>	sang	ATSDR, 2007	10
toluène	108-88-3	-	-	-	<b>300</b>	syst. Nerveux	ATSDR, 2000	300
ethylbenzène	100-41-4	ERUi OEHHA non retenu, substance classée 2B et D			<b>260</b>	système rénal	ATSDR, 2010	300
xylènes	1320-20-7	-	-	-	<b>100</b>	syst. Nerveux	US-EPA, 2003	300
<b>Composés organo-halogénés volatils</b>								
Tétrachlorométhane <i>effets non cancérigènes</i>	56-23-5	-	-	-	<b>100</b>	hépatique	US-EPA, 2010	100
Tétrachlorométhane <i>effets cancérigènes</i>		-	-	-	<b>38</b>	cancer hépatique	ANSES, 2008	300
TCmA (chloroforme) <i>effets non cancérigènes</i>	67-66-3	-	-	-	<b>98</b>	hépatique	ATSDR, 1998	100
TCmA (chloroforme) <i>effets cancérigènes</i>		-	-	-	<b>63</b>	cancer rénal	ANSES, 2008	100
1,1,1 trichloroéthane	71-55-6	-	-	-	<b>1000</b>	syst. nerveux	OEHA, 2004	300
<b>Hydrocarbures suivant les TPH</b>								
Aliphatic nC>6-nC8	non adéquat	-	-	-	<b>700</b>	syst. nerveux	US-EPA, 2005	300
Aliphatic nC>8-nC10	non adéquat	-	-	-	<b>1000</b>	syst. Hépatique	TPHCWG, 1997	1000
Aliphatic nC>10-nC12	non adéquat	-	-	-	<b>1000</b>	syst. Hépatique	TPHCWG, 1997	1000
Aromatic nC>8-nC10	non adéquat	-	-	-	<b>200</b>	poids	TPHCWG, 1997	1000

## 5) Evaluation des concentrations résiduelles de vapeurs dans l'air en intérieur et en extérieur

Pour les concentrations mesurées dans les gaz du sol (scénarios d'exposition « résidents » et « agriculteurs »), des modélisations des transferts de l'air des sols vers l'air intérieur ou l'air extérieur ont été réalisés.

La modélisation des transferts de l'air des sols vers l'air intérieur est associée au développement d'outils relativement récents (début des années 90). Ces outils sont très peu nombreux, les principaux utilisés en France qui intègrent et le transport diffusif et le transport convectif sont VOLASOIL<sup>10</sup> (Waitz et al, 1996) et le modèle dit de « Johnson and Ettinger »<sup>11</sup> (Johnson and Ettinger, 1991). D'autres outils plus simplifiés comme HESP® ne sont plus utilisés car ils ne considèrent que le flux diffusif à travers le dallage et peuvent donc dans certaines configurations sous-estimer le transfert.

Compte tenu du projet étudié (bâtiment de plain-pied et/ou avec un niveau de sous-sol), la modélisation des transferts de vapeurs dans l'air intérieur est conduite sur la base des équations de Johnson & Ettinger (1991) utilisées avec une source de pollution infinie (pas de diminution au cours du temps). Les équations du logiciel sont répertoriées dans la norme ASTM E 1739-95. Le transfert de vapeur est conditionné par un mouvement diffusif (équations de Millington and Quirk et équation de Fick) et un mouvement convectif induit par la mise en dépression du bâtiment (effet de la ventilation). (SI VOUS UTILISEZ ENCORE RISC) Le logiciel RISC 4.0 (octobre 2001) a été utilisé pour l'évaluation des expositions dans l'air. Distribué par Waterloo hydrogeologic, ce logiciel a été développé par Lynn R. Spence et BP Oil International.

Dans l'air extérieur, la modélisation des expositions est conduite sur la base des équations de Millington and Quirk et de l'équation de Fick. La dilution par le vent est ensuite calculée dans une boîte de taille fixée. Comme pour l'air intérieur, la source de pollution est considérée comme infinie.

<sup>10</sup> Waitz *et al.*, 1996. The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds. M.F.W. Waitz; J.I. Freijer; F.A. Swartjes. May 1996. RIVM. Report n° 7581001.

<sup>11</sup> Johnson PC and Ettinger RA, 1991. Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings. Env. Sci. Technol. 25, p 1445-1452

Les équations et l'ensemble des paramètres de calcul utilisés pour la modélisation dans l'air intérieur sont présentés en **annexe 11**.

Les paramètres de calcul liés au sol et aux aménagements sont présentés dans les tableaux suivants.

### Paramètres de calculs liés au sol

PARAMETRES LIES AU SOL			
Paramètres	Valeur pris en compte	Unités	Source
Densité du sol	1,7	g/cm3	Valeur par défaut
<b>Sol de type limon</b>			
Fraction de carbone organique dans le sol	0,014	Kg(CO)/Kg(MS)	Analyse des terrains naturels du site à proximité des premières habitations
Teneur en eau dans le sol	15	%	Analyse granulométrique
Teneur en air dans le sol	25	%	Analyse granulométrique
Porosité totale	40	%	Analyse granulométrique
Distance de la source	0,01	m	Valeur retenue (hypothèse sécuritaire)
Perméabilité intrinsèque des sols	1,58E-08	cm <sup>2</sup>	Analyse granulométrique

### Paramètres de calculs liés aux aménagements – Habitations

PARAMETRES DES AMENAGEMENTS			
Paramètres	Valeur pris en compte	Unités	Source
<b>Paramètres liés au transfert des gaz du milieu souterrain vers l'intérieur</b>			
Porosité totale du béton et des fondations	12 %, constituée de 5 % d'air et de 7% d'eau		Données bibliographiques
Épaisseur de la dalle	0,2	m	Hypothèse
Surface des fissures du béton	2,00E-04		Valeur par défaut proposée par l'US-EPA et le RIVM
Différence de pression entre l'air des bâtiments et l'air du sol	40	(g/cm/s <sup>2</sup> )	Valeur par défaut proposée par l'US-EPA et le RIVM
Surface retenue en intérieur	64	m <sup>2</sup>	Surface minimale entre 2 joints de dilatation
Périmètre associé à l'espace retenue en intérieur	32	m	Largeur du bâtiment = 8 m . Longueur bâtiment = 8 m
Hauteur sous plafond	2,5	m	Hypothèse
Taux de ventilation	12	fois/jour	Valeur habituelle rencontrée dans les modèles intégrés de calcul de risque
<b>Paramètres liés au transfert du milieu souterrain vers l'extérieur</b>			
Hauteur de la zone de mélange	1,5 m pour les adultes		Hauteur de respiration
	1 m pour les enfants		
Longueur de la zone polluée	20	m	Valeur retenue comme la longueur maximale de l'étendu d'une zone de pollution
Vitesse du vent dans la zone de mélange	2	m/s	Valeur sécuritaire

### Paramètres de calculs liés aux aménagements – Parcelles agricoles

PARAMETRES DES AMENAGEMENTS			
Paramètres	Valeur pris en compte	Unités	Source
<b>Paramètres liés au transfert du milieu souterrain vers l'extérieur</b>			
Hauteur de la zone de mélange	1,5 m pour les adultes		Hauteur de respiration
	1 m pour les enfants		
Longueur de la zone polluée	500	m	Longueur maximale des parcelles agricoles
Vitesse du vent dans la zone de mélange	2	m/s	Valeur sécuritaire

Les concentrations dans l'air ambiant ainsi calculées sont présentées dans les tableaux en pages suivantes.

## Concentrations calculées dans l'air intérieur et extérieur – Habitations avec caves

Substances	Scénario : Habitations avec cave										
	AIR EXTERIEUR		AIR EXTERIEUR et INTERIEUR		AIR INTERIEUR		Concentrations en extérieur avec dallage		Concentrations en intérieur (cave)		Concentrations en intérieur (RDC)
	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)
HAP											
Naphtalène	-	-	-	-	-	1,6E-05	2,5E-05	1,6E-05	2,5E-05	2,3E-05	2,3E-06
BTEX											
Benzène	2,9E-03	5,0E-03	1,7E-03	7,2E-03	5,4E-06	8,1E-06	5,4E-06	8,1E-06	5,1E-06	5,1E-06	5,1E-07
Toluène	1,3E-02	-	2,6E-01	8,3E-02	-	1,4E-03	2,1E-03	1,4E-03	2,1E-03	1,3E-03	1,3E-04
Ethylbenzène	2,6E-03	-	-	1,5E-02	-	2,0E-05	3,0E-05	2,0E-05	3,0E-05	2,2E-05	2,2E-06
M+p-Xylène	7,1E-03	-	-	4,0E-02	-	9,1E-06	1,4E-05	9,1E-06	1,4E-05	1,1E-05	1,1E-06
o-Xylène	2,7E-03	-	-	1,5E-02	-	5,0E-05	7,5E-05	5,0E-05	7,5E-05	4,9E-05	4,9E-06
HYDROCARBURES PAR CLASSES											
Aromatic nC8-nC10	-	-	-	-	-	3,4E-03	5,2E-03	3,4E-03	5,2E-03	2,9E-03	2,9E-04

## Concentrations calculées dans l'air intérieur et extérieur – Habitations sans cave

Substances	Scénario : Habitations sans cave									
	AIR EXTERIEUR		AIR EXTERIEUR et INTERIEUR		AIR INTERIEUR		Concentrations en extérieur		Concentrations en intérieur de plain pied	
	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)	(mg/m3)
HAP										
Naphtalène	-	-	-	-	-	1,6E-05	2,5E-05	1,6E-05	2,5E-05	3,2E-05
BTEX										
Benzène	2,9E-03	5,0E-03	1,7E-03	7,2E-03	2,0E-03	5,4E-06	8,1E-06	2,0E-03	5,4E-06	7,0E-06
Toluène	1,3E-02	-	2,6E-01	8,3E-02	-	1,4E-03	2,1E-03	1,4E-03	2,1E-03	1,8E-03
Ethylbenzène	2,6E-03	-	-	1,5E-02	-	2,0E-05	3,0E-05	2,0E-05	3,0E-05	3,1E-05
M+p-Xylène	7,1E-03	-	-	4,0E-02	-	9,1E-06	1,4E-05	9,1E-06	1,4E-05	1,5E-05
o-Xylène	2,7E-03	-	-	1,5E-02	-	5,0E-05	7,5E-05	5,0E-05	7,5E-05	6,6E-05
HYDROCARBURES PAR CLASSES										
Aromatic nC8-nC10	-	-	-	-	-	3,4E-03	5,2E-03	3,4E-03	5,2E-03	4,0E-03

## Concentrations calculées dans l'air extérieur – Parcelles agricoles

Scénario : Agriculteurs				
Substances	AIR EXTERIEUR		AIR EXTERIEUR et INTERIEUR	Concentrations en extérieur - sans dallage
	(mg/m <sup>3</sup> )	(mg/m <sup>3</sup> )	(mg/m <sup>3</sup> )	(mg/m <sup>3</sup> )
	Bruit de fond (source OQAI)	Valeurs réglementaires - décret 2002-213 (valeur limite) ou directive 2004/107/CE	Valeurs guide OMS	Adulte 1
HAP				
Naphtalène	-	-	-	2,1E-04
BTEX				
Benzène	2,9E-03	5,0E-03	1,7E-03	6,7E-05
Toluène	1,3E-02	-	2,6E-01	<b>1,7E-02</b>
Ethylbenzène	2,6E-03	-	-	2,5E-04
M+p-Xylène	7,1E-03	-	-	1,1E-04
o-Xylène	2,7E-03	-	-	6,3E-04
HYDROCARBURES PAR CLASSES				
Aromatic nC8-nC10	-	-	-	4,3E-02

### Commentaires

Pour les scénarios « habitations », les concentrations calculées dans l'air intérieur et dans l'air extérieur sont conformes aux valeurs de référence pour l'ensemble des paramètres pris en compte.

Pour le scénario « agriculteur », on note un dépassement de la valeur de bruit de fond OQAI pour le toluène. Ce dépassement est lié notamment à la taille de la boîte considérée (500 m correspondant à la longueur maximale des parcelles agricoles situées à proximité du site ARKEMA).

## 6) Evaluation des expositions par inhalation

Le calcul de la concentration moyenne inhalée a été réalisé avec l'équation générique suivante (guide EDR du Ministère en charge de l'environnement/BRGM/INERIS, version 2000) :

$$CI_j = [C_j \times t_j \times T \times F / T_m]$$

avec :  $CI_j$  : concentration moyenne inhalée du composé j (en mg/m<sup>3</sup>)  
 $C_j$  : concentration du composé j dans l'air inhalé (mg/m<sup>3</sup>)  
 $T$  : durée d'exposition (années)  
 $F$  : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an)  
 $t_j$  : fraction du temps d'exposition à la concentration  $C_j$  pendant une journée (-)  
 $T_m$  : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (jours)

Le détail des calculs est donné en **annexe 12**.

## 7) Quantification des risques sanitaires

Les quotients de danger (QD) et excès de risques individuels (ERI) liés aux différentes expositions ont été calculés à partir des valeurs toxicologiques de référence (**annexe 10**) et des CI (concentrations inhalées). Le détail du calcul est donné en **annexe 12**.

La méthodologie adoptée est celle préconisée par le guide EDR du Ministère en charge de l'environnement/BRGM/INERIS, version 2000 et reprise par les circulaires ministérielles de février 2007. L'évaluation du risque nécessite la prise en compte simultanée d'expositions à l'ensemble des composés pour lesquels l'additivité des risques sera ici considérée.

## Méthodologie

### Estimation du risque pour les effets toxiques sans seuil :

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

$$\text{ERI (inhalation)} = \text{CI} \times \text{ERUI}$$

Les ERI s'expriment sous la forme mathématique  $10^{-n}$ . Pour chaque scénario d'exposition, un ERI global est ensuite calculé en faisant la somme des risques liés à chacun des composés cancérigènes.

Il n'existe pas de niveau d'excès de risque individuel universellement acceptable. La Circulaire du ministère en charge de l'environnement datée du 8 février 2007, relative aux sites et sols pollués et aux modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués, considère que le niveau de risque « usuellement [retenue] au niveau international par les organismes en charge de la protection de la santé », de  $10^{-5}$  est acceptable.

En cas d'exposition conjointe à plusieurs agents dangereux, l'Environmental Protection Agency des Etats-Unis (US-EPA) recommande de sommer l'ensemble des excès de risque individuels (ERI), quels que soient le type de cancer et l'organe touché, de manière à apprécier le risque cancérigène global qui pèse sur la population exposée.

### Estimation du risque pour les effets toxiques à seuil :

Pour les effets toxiques à seuil, un quotient de danger (QD) est défini pour la voie d'exposition par inhalation de la manière suivante :

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

Un QD inférieur ou égal à 1 signifie que l'exposition de la population n'atteint pas le seuil de dose à partir duquel peuvent apparaître des effets indésirables pour la santé humaine. A l'inverse, un ratio supérieur à 1 signifie que l'effet toxique peut se déclarer dans la population, sans qu'il soit possible d'estimer la probabilité de survenue de cet événement. En l'absence de doctrine unique sur l'additivité des risques et compte tenu de la méconnaissance à l'heure actuelle des mécanismes d'action pour la majorité des substances, nous procéderons à l'additivité des quotients de danger.

## Calculs de risques sanitaires

Le détail des calculs est fourni en **annexe 12** et les risques sanitaires QD et ERI sont synthétisés dans les tableaux suivants.

### Risques sanitaires résiduels pour les résidents des habitations avec caves

Scénario : Résidents des habitations voisines du site Arkema (avec cave)	Effets toxiques à seuil non cancérigènes Quotient de danger (QD)			Effets toxiques sans seuil Excès de risques individuels (ERI)		
	Adulte	Enfant	Composés tirant le risque	Adulte	Enfant	Composés tirant le risque
INHALATION VAPEURS EN INTERIEUR, niveau principal choisi	1,8E-04	1,8E-04	Aromatic nC>8-nC10	2,8E-10	4,3E-11	Benzène
INHALATION VAPEURS EN INTERIEUR, niveau secondaire	2,1E-03	2,1E-03	Aromatic nC>8-nC10	3,3E-09	5,0E-10	Benzène
INHALATION VAPEURS EN EXTERIEUR sans dallage	3,7E-04	5,5E-04	Aromatic nC>8-nC10	5,2E-10	1,2E-10	Benzène
<b>TOTAL</b>	3,0E-03	3,4E-03	Aromatic nC>8-nC10	4,6E-09	7,7E-10	Benzène

Le tableau ci-dessus montre que pour des résidents adultes et enfants des habitations disposant d'une cave, en prenant en compte les concentrations moyennes mesurées dans les gaz du sol entre septembre 2008 et 2013, les risques sanitaires seraient acceptables tant pour les effets toxiques à seuils que pour les effets toxiques sans seuils.

Pour les effets toxiques à seuil, le quotient de danger maximum est de  $3.10^{-3}$ . Ce QD est plus de 300 fois inférieur à la valeur considérée comme acceptable (QD=1). Pour les effets toxiques à seuils, les composés tirant le risque sont les hydrocarbures volatils.

Pour les effets toxiques sans seuil, l'excès de risques individuels maximum calculé est de  $4,6 \cdot 10^{-9}$ . Cet ERI est plus de 2000 fois inférieur à l'excès de risque considéré comme acceptable ( $ERI=10^{-5}$ ). Pour les effets toxiques sans seuils, le composé tirant le risque est le benzène.

Les risques sanitaires pour les résidents adultes et enfants des habitations disposant d'une cave situées à proximité du site ARKEMA sont par conséquent acceptables.

### Risques sanitaires résiduels pour les résidents des habitations sans cave

Scénario : Résidents des habitations voisines du site Arkema (sans cave)	Effets toxiques à seuil non cancérogènes Quotient de danger (QD)			Effets toxiques sans seuil Excès de risques individuels (ERI)		
	Adulte	Enfant	Composés tirant le risque	Adulte	Enfant	Composés tirant le risque
Voies d'exposition						
INHALATION VAPEURS EN INTERIEUR	2,9E-02	2,9E-02	Aromatic nC>8-nC10	4,6E-08	6,8E-09	Benzène
INHALATION VAPEURS EN EXTERIEUR sans dallage	3,7E-04	5,5E-04	Aromatic nC>8-nC10	5,2E-10	1,2E-10	Benzène
<b>TOTAL</b>	2,9E-02	3,0E-02	Aromatic nC>8-nC10	4,6E-08	7,0E-09	Benzène

Le tableau ci-dessus montre que pour des résidents adultes et enfants des habitations de plain-pied, en prenant en compte les concentrations moyennes mesurées dans les gaz du sol entre septembre 2008 et 2013, les risques sanitaires seraient acceptables tant pour les effets toxiques à seuils que pour les effets toxiques sans seuils.

Pour les effets toxiques à seuil, le quotient de danger maximum est de  $3 \cdot 10^{-2}$ . Ce QD est plus de 30 fois inférieur à la valeur considérée comme acceptable ( $QD=1$ ). Pour les effets toxiques à seuils, les composés tirant le risque sont les hydrocarbures volatils.

Pour les effets toxiques sans seuil, l'excès de risques individuels maximum calculé est de  $4,6 \cdot 10^{-8}$ . Cet ERI est plus de 200 fois inférieur à l'excès de risque considéré comme acceptable ( $ERI=10^{-5}$ ). Pour les effets toxiques sans seuils, le composé tirant le risque est le benzène.

Les risques sanitaires pour les résidents adultes et enfants des habitations de plain-pied situées à proximité du site ARKEMA sont par conséquent acceptables.

### Risques sanitaires résiduels pour les agriculteurs

Scénario : Agriculteurs exploitant les parcelles agricoles situées à proximité du site Arkema	Effets toxiques à seuil non cancérogènes Quotient de danger (QD)		Effets toxiques sans seuil Excès de risques individuels (ERI)	
	Adulte	Composés tirant le risque	Adulte	Composés tirant le risque
Voies d'exposition				
INHALATION VAPEURS EN EXTERIEUR sans dallage	6,1E-02	Aromatic nC>8-nC10	9,1E-08	Benzène
<b>TOTAL</b>	0,06	Aromatic nC>8-nC10	9,1E-08	Benzène

Le tableau ci-dessus montre que pour des agriculteurs exploitant les parcelles agricoles situées à proximité du site ARKEMA, en prenant en compte les concentrations moyennes mesurées dans les gaz du sol entre septembre 2008 et 2013, les risques sanitaires seraient acceptables tant pour les effets toxiques à seuils que pour les effets toxiques sans seuils.

Pour les effets toxiques à seuil, le quotient de danger est de 0,06. Ce QD est plus de 15 fois inférieur à la valeur considérée comme acceptable ( $QD=1$ ). Pour les effets toxiques à seuils, les composés tirant le risque sont les hydrocarbures volatils.

Pour les effets toxiques sans seuil, l'excès de risques individuels maximum calculé est de  $9 \cdot 10^{-8}$ . Cet ERI est plus de 100 fois inférieur à l'excès de risque considéré comme acceptable ( $ERI=10^{-5}$ ). Pour les effets toxiques sans seuils, le composé tirant le risque est le benzène.

Les risques sanitaires pour les agriculteurs exploitant les parcelles agricoles situées à proximité du site ARKEMA sont par conséquent acceptables.

## 8) Incertitudes et sensibilité

L'analyse des incertitudes d'une évaluation des risques et la sensibilité des paramètres retenus pour cette évaluation est une partie intégrante de l'ARR. Afin de ne pas alourdir cette analyse tout en restant suffisant les paramètres clés de l'évaluation réalisée sont ici discutés ainsi que leurs incidence sur les résultats de l'évaluation.

Ces paramètres clés sont dépendant des scénarios d'exposition et des substances retenues. Le chapitre « incertitudes et sensibilité » reprend dans le cadre de la présente étude les paramètres dont les incertitudes jouent un rôle majeur dans les calculs menés.

### **Choix des composés et concentrations dans l'air des sols et dans l'air ambiant**

Les composés pris en compte dans les calculs de risques correspondent aux teneurs moyennes mesurées dans l'air des sols, dans l'air intérieur et dans l'air extérieur au droit et en périphérie du site ARKEMA de Loison-sous-Lens entre 2008 et 2013.

Tous les composés détectés à des teneurs supérieures aux limites de détection analytiques ont été retenus dans le cadre des calculs de risques. Lors de certaines campagnes de prélèvements les limites de détection du laboratoire étaient plus élevées que les valeurs de référence, des teneurs égales aux limites de détection ont par conséquent été prises en compte afin de ne pas sous-estimer les concentrations moyennes.

Compte tenu du nombre de campagnes de prélèvements réalisées (4 campagnes pour l'air ambiant et 2 campagnes pour les gaz du sol) et du nombre total de prélèvements réalisés (36 prélèvements d'air ambiant en intérieur des bâtiments, 24 prélèvements d'air ambiant en extérieur, 10 prélèvements de gaz du sol), l'incertitude sur les risques induits par la variabilité des concentrations mesurées dans les gaz des sols et dans l'air ambiant n'est pas de nature à remettre en cause les conclusions de l'ARR.

L'approche retenue en matière de choix des concentrations est par conséquent sécuritaire.

### **Durée d'exposition**

Compte tenu des incertitudes quant aux durées d'exposition dans le cadre de l'habitat ou du travail, l'approche retenue (40 ou 42 ans) répond au principe de prudence ; elle est néanmoins discutée ci-dessous.

Pour les durées d'exposition dans le contexte du travail, le cas le plus défavorable a été considéré pour les adultes qui travailleraient pendant 42 ans au même endroit (correspondant à la durée totale de la période de travail et à la valeur retenue par l'INERIS (2001) pour l'établissement des Valeurs de Constat d'Impact). La variabilité de cette durée d'exposition est cependant importante. En effet, l'US-EPA (EFH, 1997) considère que la durée moyenne dans une même entreprise est de 6,6 ans, cette durée varie de 2 à 20 années en moyenne en fonction de l'âge des personnes interrogées (16 à 69 ans) et varie, pour les personnes de plus de 70 ans, de 19 à 30 ans (respectivement pour les femmes et les hommes).

Pour les durées d'exposition dans le contexte de l'habitat, nous avons considéré une durée de 40 années. Elle correspond au centile 98 des valeurs présentées par l'US-EPA (EFH, 1997). La variabilité de cette durée d'exposition est cependant importante. En effet, les valeurs issues de l'Exposure Factor Handbook (US-EPA, EFH, 1997) sont fortement variables : de 12 ans en moyenne, la médiane (centile 50) est de 9 ans, le centile 95 de 33 ans et le centile 99 de 47 ans. Cette variabilité se retrouve également en France comme l'a montré l'étude des abonnements EDF (Nedellec, 1998) avec une durée médiane de 10 ans et un centile 90 de 30 ans. La valeur retenue de 40 ans est plus conservatoire que la valeur utilisée dans le cadre de l'établissement des Valeurs de Constat d'Impact (INERIS, 2001) pour un usage sensible ; elle est cependant dans la gamme protectrice de celles proposées par l'US-EPA.

Les durées d'exposition retenues pour l'ensemble des scénarios d'exposition étudiés sont par conséquent sécuritaires.



## **Toxicité des composés**

- ***Cumul des QD***

Les QD ont été sommés quels que soient les organes cibles.

Pour les composés à seuil d'effet, la sommation de l'ensemble des QD est pourtant discutable.

Dans le cas de la présente étude, étant donné que la somme brute des QD est déjà nettement inférieure à 1, la sommation des QD par organe cible n'a pas lieu d'être réalisée.

- ***Incertitude sur les Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR)***

Les valeurs toxicologiques de référence retenues dans la présente étude sont issues d'une synthèse réalisée par BURGEAP en octobre 2012.

La toxicité pour l'homme des substances identifiées a été évaluée à l'aide des bases épidémiologiques et toxicologiques de référence (OMS, IRIS-EPA, ATSDR principalement). Cependant, des incertitudes résident dans ces données toxicologiques et les VTR proposées (facteurs d'incertitude appliqués pour tenir compte des extrapolations intra-espèces et inter-espèces). Ainsi, les VTR comportent structurellement des sources d'incertitudes prises en compte dans l'élaboration même des valeurs. Il est habituellement admis que les valeurs proposées par les organismes compétents sont, dans l'état actuel des connaissances, précautionneuses. Toutefois, cet impact est considéré comme non quantifiable.

Dans le cas d'une exposition chronique, les composés tirant les risques sont les xylènes. La VTR retenue pour l'exposition chronique par inhalation aux xylènes est la RfC établie par l'US EPA (2003), soit  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  qui correspond aux effets psycho-moteurs attribués généralement aux xylènes. Le niveau de confiance accordé à cette valeur par l'US-EPA est le niveau moyen, on peut considérer qu'il s'agit d'une valeur qui surestime le danger compte tenu de l'effet toxique retenu et du facteur d'ajustement adopté.

Ainsi il existe des incertitudes liées à la VTR pour l'exposition chronique par inhalation aux xylènes qui seraient de nature à surestimer les niveaux de risques calculés.

La prise en compte de cette VTR renforce donc le caractère sécuritaire de l'ARR.

## **Conclusions sur les incertitudes et la sensibilité de l'évaluation**

Plusieurs facteurs engendrent des incertitudes sur les risques évalués. Pour la majorité d'entre eux, les connaissances actuelles ne permettent pas de réduire ces incertitudes. Les hypothèses réalisées sont généralement sécuritaires (choix des concentrations, durées d'exposition...).

# **Annexe 10**

## **Toxicologie et physico-chimie des composés retenus**

Cette annexe contient 49 pages

## Approche méthodologique

### A) Identification des dangers

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

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

### B) Types d'effets distingués

Par chaque substance, différents effets toxiques peuvent être considérés. On distinguera dans le présent document les effets cancérigènes (apparition de tumeurs), les effets mutagènes (ou tératogènes consistant à la modification de l'ADN en particulier), les effets sur la reproduction (reprotoxicité) des autres effets toxiques.

Différents organismes internationaux (l'OMS, l'Union Européenne et l'US-EPA) ont classés les effets suscités en catégories ou classes. Celles-ci sont présentées en page suivante. Seule la classification de l'Union Européenne a un caractère réglementaire. C'est également la seule qui classe les substances chimiques quant-à leur caractère mutagène et reprotoxique.

Les phrases de risques des substances sont présentées en préambule ainsi que les symboles (T, F, Xn, Xi, N) qui les représentent. Ces phrases de risques sont liées au classement établi par l'Union Européenne. Le classement établi au sein de l'Union Européenne (ECB) par confrontation des avis d'experts, de tous les pays membres, a une portée beaucoup plus générale que les fiches de sécurité, qui reprennent seulement ces classements pour définir les conditions de sécurité sur les lieux de travail.

#### Classification en termes de cancérogénicité

UE	US-EPA	CIRC
<b>Carc.1</b> : Substance que l'on sait être <b>cancérigène</b> pour l'homme. (R45 ou R49)	<b>A</b> : Preuves suffisantes chez l'homme	<b>1</b> : Agent ou mélange cancérigène pour l'homme
<b>Carc.2</b> : Substance devant être <b>assimilée à des substances cancérigènes</b> pour l'homme. (R45 ou R49)	<b>B1</b> : Preuves limitées chez l'homme <b>B2</b> : Preuves non adéquates chez l'homme et preuves suffisantes chez l'animal	<b>2A</b> : Agent ou mélange probablement cancérigène pour l'homme
<b>Carc.3</b> : <b>Substance préoccupante</b> pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles (R40)	<b>C</b> : Preuves inadéquates chez l'homme et preuves limitées chez l'animal	<b>2B</b> : Agent ou mélange peut-être cancérigène pour l'homme
Substance non classée en matière de cancérogénicité	<b>D</b> : Preuves insuffisantes chez l'homme et l'animal <b>E</b> : Indications d'absence de cancérogénicité chez l'homme et chez l'animal	<b>3</b> : Agent ou mélange inclassables quant-à sa cancérogénicité pour l'homme <b>4</b> : Agent ou mélange probablement non cancérigène chez l'homme -

### Classification en termes de mutagénicité

UE
<p><b>Muta.1</b></p> <p>Substances que l'on sait être <b>mutagènes</b> pour l'homme.</p> <p>L'introduction de la substance dans la catégorie 1, repose sur des études épidémiologiques qui établissent l'existence d'une relation de cause à effet entre l'exposition de l'homme à de telles substances et les défauts génétiques héréditaires.</p> <p>(R46 : peut causer des altérations génétiques héréditaires)</p>
<p><b>Muta.2</b></p> <p>Substances devant être <b>assimilées à des substances mutagènes</b> pour l'homme.</p> <p>On dispose de suffisamment d'éléments pour justifier une forte présomption que l'exposition de l'homme à de telles substances peut entraîner des défauts génétiques héréditaires. Cette présomption est en général fondée sur : les études appropriées sur l'animal ; d'autres informations appropriées.</p> <p>(R46 : peut causer des altérations génétiques héréditaires)</p>
<p><b>Muta.3</b></p> <p>Substances <b>préoccupantes pour l'homme en raison d'effets mutagènes</b> possibles.</p> <p>Des études appropriées de mutagénicité ont fourni des éléments, mais ils sont insuffisants pour classer ces substances dans la deuxième catégorie.</p> <p>(R68 : possibilité d'effets irréversibles)</p>

### Classification en termes d'effets reprotoxiques

La toxicité pour la reproduction comprend l'altération des fonctions ou de la capacité de reproduction chez l'homme ou la femme et l'induction d'effets néfastes non héréditaires sur la descendance.

Les effets sur la fertilité masculine ou féminine recouvrent les effets néfastes sur :

- sur la libido,
- le comportement sexuel,
- les différents aspects de la spermatogenèse ou de l'oogénèse,
- l'activité hormonale ou la réponse physiologique qui perturberaient la fécondation
- la fécondation elle-même ou le développement de l'ovule fécondé.

La toxicité pour le développement est considérée dans son sens le plus large, perturbant le développement normal aussi bien avant qu'après la naissance.

Les produits chimiques les plus préoccupants sont ceux qui sont toxiques pour la reproduction à des niveaux d'exposition qui ne donnent pas d'autres signes de toxicité.

UE
<p style="text-align: center;"><b>Repro.1</b></p> <p>substances <b>altérant la fertilité</b> ou causant des <b>effets toxiques sur le développement</b> dans l'espèce humaine. La classification de substance dans la première catégorie repose sur des données épidémiologiques. On dispose de suffisamment d'éléments pour établir l'existence d'une relation de cause à effet entre l'exposition de l'homme à la substance et une altération de la fertilité, ou des effets toxiques ultérieurs sur le développement.</p> <p style="text-align: center;">(R60 : peut altérer la fertilité et R61 : risque pendant la grossesse d'effets néfastes pour l'enfant)</p>
<p style="text-align: center;"><b>Repro.2</b></p> <p>Substances <b>devant être assimilées</b> à des substances altérant la fertilité ou causant des effets toxiques sur le développement dans l'espèce humaine.</p> <p>On dispose de suffisamment d'éléments pour justifier une forte présomption : la nette mise en évidence dans des études sur l'animal, d'une altération de la fertilité ou d'effets sur le développement soit en absence d'effets toxiques, soit à des niveaux de doses proches des doses toxiques, mais qui n'est pas un effet non spécifique secondaire aux effets toxiques. d'autres informations pertinentes.</p> <p style="text-align: center;">(R60 : peut altérer la fertilité et R61 : risque pendant la grossesse d'effets néfastes pour l'enfant)</p>
<p style="text-align: center;"><b>Repro.3</b></p> <p>Substances <b>préoccupantes</b> pour la fertilité dans l'espèce humaine ou préoccupantes en raison d'effets toxiques possibles sur le développement,</p> <p>La classification de substance dans la troisième catégorie s'effectue au vue : de résultats d'études appropriées sur l'animal fournissent suffisamment d'éléments pour entraîner une forte suspicion, les preuves étant toutefois insuffisantes pour classer la substance dans la deuxième catégorie, d'autres informations pertinentes.</p> <p style="text-align: center;">(R62 : risque possible d'altération de la fertilité et R63 : risque possible pendant la grossesse d'effets néfastes pour l'enfant)</p>

### C) Relations dose-effet/dose-réponse

La dose est la quantité d'agent dangereux mise en contact avec un organisme vivant. Elle s'exprime généralement en milligramme par kilo de poids corporel et par jour (mg/kg/j).

La relation entre une dose et son effet est représentée par une grandeur numérique appelée Valeur Toxicologique de Référence (VTR). Etablies par diverses instances internationales ou nationales<sup>12</sup> (Cf § H) sur l'analyse des connaissances toxicologiques animales et épidémiologiques, ces VTR sont une appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques établissant une relation quantitative entre une dose et un effet (toxiques à seuil de dose) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxiques sans seuil de dose).

Selon les mécanismes toxicologiques en jeu et pour des expositions chroniques, deux grands types d'effets sanitaires peuvent être distingués : **les effets à seuil** de dose (effets non cancérogènes et effets cancérogènes à seuil<sup>13</sup>) et **les effets sans seuil** de dose (substances cancérogènes génotoxiques). Une même substance peut produire ces deux types d'effets.

Pour les **effets à seuil de dose**, on dispose en pratique et dans le meilleur des cas :

- d'un niveau d'exposition sans effet observé (NOEL : no observed effect level),
- d'un niveau d'exposition sans effet néfaste observé (NOAEL : no observed adverse effect level),
- d'un niveau d'exposition le plus faible ayant entraîné un effet (LOEL : lowest observed effect level),
- le niveau d'exposition le plus faible auquel un effet néfaste apparaît (LOAEL : lowest observed adverse effect level).

<sup>12</sup> ATSDR Toxicological Profiles (US Agency for Toxic Substances and Disease Registry)  
IRIS US-EPA (Integrated Risk Information System ; US Environmental Protection Agency)

OMS. Guidelines for drinking-water quality.

INCHEM-IPCS (International Program on Chemical Safety, OMS)

En France, l'ANSES (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail) peut également produire des VTR

<sup>13</sup> Cancérogènes épigénétiques ou non génotoxiques

Ces seuils sont issus d'expérimentations animales, d'études épidémiologiques ou d'essais de toxicologie clinique. A partir de ces seuils, des DJT (dose journalière tolérable) ou des CA (concentration admissible) applicables à l'homme sont définies en divisant les seuils précédents par des facteurs de sécurité liés aux types d'expérimentations ayant permis d'obtenir ces données. Les DJT et CA sont habituellement qualifiées de « valeur toxicologiques de références » (VTR).

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

**Pour les effets à seuil de dose**, les VTR sont exprimées en mg/kg/j pour l'ingestion et en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  pour l'inhalation, avec des dénominations variables selon les pays et les organismes, les principales dénominations sont reprises ci-dessous :

- DJT (dose journalière tolérable - France)
- RfD (Reference Dose – US-EPA)
- RfC (Reference Concentration – US-EPA)
- ADI (Acceptable Daily Intake – US-EPA)
- MRL (Minimum Reasonable Level - ATSDR)
- REL (Reference Exposure Level – OEHHA)
- TDI (Tolerable Daily Intake –RIVM)
- CAA (Concentration dans l'Air Admissible – OMS);

En France, la dénomination retenue par l'AFSSET<sup>14</sup> (devenue ANSES<sup>15</sup> depuis sa fusion avec l'AFSSA<sup>16</sup> en juillet 2010) pour l'ensemble de ses valeurs est la dénomination générique « VTR » (Valeur Toxicologique de Référence)

**Pour les effets sans seuil de dose**, les VTR seront présentées sous formes d'excès de risque unitaire (ERU). Cet ERU représente la probabilité de survenue d'un effet cancérigène pour une exposition à une unité de dose donnée. Les dénominations proposées les plus classiques sont les suivantes :

- l'excès de risque unitaire lié à la voie d'exposition orale : ERUo en  $(\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$ ,
- l'excès de risque unitaire par inhalation : ERUi en  $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ .

## D) Critères de choix des VTR

La circulaire DGS/SD. 7B n° 2006-234 du 30 mai 2006 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations de risques sanitaires dans le cadre des études d'impact est prise en compte pour la sélection des VTR.

Par ailleurs, le 25 juillet 2007, l'AFSSET s'est vu confier la mission de construction de VTR par ses ministères de tutelle. Le 31 décembre 2008, les premiers avis de l'AFSSET sont publiés concernant les VTR pour les effets cancérigènes de 3 substances. Au niveau national, **les VTR éditées par L'AFSSET/ANSES priment sur l'application de l'ordre cité dans la circulaire DGS.**

<sup>14</sup> AFSSET : Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail

<sup>15</sup> ANSES : Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail

<sup>16</sup> AFSSA : Agence Française de Sécurité sanitaire de l'Alimentation

En l'absence de VTR établie par l'ANSES, en complément à la circulaire DGS précitée, pour chaque substance, les différentes VTR actuellement disponibles seront recherchées de façon à discuter le choix réalisé sur les critères suivants :

- les valeurs issues d'études chez l'homme par rapport à des valeurs dérivées à partir d'études sur les animaux. Par ailleurs, la qualité de l'étude pivot sera également prise en compte (protocole, taille de l'échantillon, ...),
- les modes de calcul (degré de transparence dans l'établissement de la VTR) et les facteurs de sécurité appliqués constitueront également un critère de choix.
- les valeurs représentatives issues d'organismes reconnus (européens ou autres). Lorsqu'aucun critère toxicologique ne permet de privilégier une valeur plutôt qu'une autre, la VTR sera retenue selon l'ordre de priorité des BDD défini par la circulaire DGS/SD. 7B n° 2006-234 du 30 mai 2006 à savoir :
  - pour les substances à effets toxiques à seuil successivement US EPA puis ATSDR puis OMS/IPCS puis Health Canada puis RIVM et en dernier lieu OEHHA ;
  - pour les substances à effets toxiques sans seuil successivement US EPA puis OMS/IPCS puis RIVM puis OEHHA.

*NB : L'INERIS<sup>17</sup>, dans son rapport d'étude N°DRC-08-94380 du 17 mars 2009, récapitule les VTR disponibles pour les substances ayant fait l'objet d'une fiche de données toxicologiques environnementales de l'INERIS et propose des choix de VTR. Ces choix restent cependant spécifiques à des études et cas particuliers et ils ne peuvent être appliqués dans toutes les circonstances.*

## **E) Transposition voie à voie des VTR**

Il n'existe des VTR que pour quelques centaines de substances chimiques et parmi elles, on ne dispose pas d'indice pour toutes les voies et durées d'exposition pertinentes. Pour ne pas éluder le risque lié à certaines voies d'exposition et ainsi sous évaluer le risque total, on pourra avoir recours au procédé de dérivation voie à voie des VTR. Quand les arguments toxicologiques l'autorisent et quand il existe des données utiles à la prise en compte de la biodisponibilité relative de la substance, l'analyse du risque peut être menée en transposant d'une voie à l'autre. Ce type d'extrapolation n'a bien sûr de sens que si le risque d'un effet lié à une voie d'exposition ne peut être exclu et si l'absorption par cette voie est possible. Lorsqu'ils sont disponibles, les facteurs d'absorption sont à prendre en considération. Dans le cas contraire, on considérera une absorption à 100 % du composé pour la voie considérée.

### **1-Préambule**

On rappelle qu'il existe une différence entre la dose administrée (qui ne prend pas en compte le passage à travers la barrière de l'organe cible – taux d'absorption) et la dose absorbée (qui elle prend en compte ce taux d'absorption).

Les VTR données dans les bases de données internationales et nationales correspondent à des doses ou concentrations administrées. Généralement pour l'ingestion et l'inhalation les codes intégrés calculent des doses (ou concentrations) administrées.

### **2-Dérivation de la voie orale à la voie inhalation**

#### Effets toxiques non cancérogènes

A VTR orale est définie par une dose administrée VTR0 en mg/kg/j, on recherche une VTR inhalation qui constitue une concentration également administrée.

---

<sup>17</sup> INERIS : Institut National de l'Environnement et des Risques

La dérivation se base sur une équivalence entre les doses absorbées seuils pour les différentes voies :

**Dose absorbée par inhalation = dose absorbée par ingestion**

$$\text{Soit : } V_{TRi} (mg / m^3) \cdot \frac{V_{resp}(m^3 / j)}{P(kg)} \cdot FAi = V_{TRo} (mg / kg / j) \cdot FAo$$

$$\text{Soit : } V_{TRi} (mg / m^3) = V_{TRo} (mg / kg / j) \cdot \frac{P(kg)}{V_{resp}(m^3 / j)} \cdot \frac{FAo}{FAi}$$

Effets cancérogènes

L'excès de risque unitaire par inhalation (correspondant à une administration) est :

$$ERUi (mg / m^3)^{-1} = ERUo (mg / kg / j)^{-1} \cdot \frac{V_{resp}(m^3 / j)}{P(kg)} \cdot \frac{FAi}{FAo}$$

**3- Volumes respiratoires et poids retenus pour la dérivation voie à voie**

Les volumes respiratoires moyens sont pris égaux à **20 m<sup>3</sup>/jour** pour les adultes et les enfants à partir de 7 ans en référence aux débits considérés par les organismes internationaux pour la dérivation des valeurs toxicologiques. On notera cependant que la moyenne établie pour les hommes et les femmes adultes à partir des données de CIBLEX (ADEME, 2003) sont de 25,7 m<sup>3</sup>/jour en période active et 17,5m<sup>3</sup>/jour en période de sommeil, pour les enfants de 7 à 12 ans, la moyenne est de 20,9 m<sup>3</sup>/jour et de 21,4 m<sup>3</sup>/jour pour les adolescents de 12 à 17 ans. Pour les enfants de 0 à 7 ans, le volume respiratoire considéré est de **10 m<sup>3</sup>/jour** (moyenne entre les garçons et les filles en période active à partir des données de CIBLEX).

Le poids corporel moyen d'un adulte est fixé à **60 kg** pour les adultes à partir de 17 ans, **15 kg** pour les enfants d'âge inférieur à 7 ans et **31 kg** pour les enfants jusqu'à 12 ans. Les données ayant permis de faire ce choix sont issues de la base de données de CIBLEX (ADEME, 2003).

**G) Autres valeurs de comparaison utilisées**

L'utilisation d'autres valeurs que les Valeurs Toxicologiques de Référence peut être réalisée parallèlement à la quantification des risques sanitaires. Ces autres valeurs permettent en effet de discuter de l'exposition des individus et d'estimer l'état des milieux, à savoir si un impact est mesuré (ou mesurable) ou non.

Ces valeurs de comparaison regroupent des valeurs réglementaires (France et Europe), des valeurs guide (OMS, INDEX, CHSPF) qui sont généralement des valeurs qui servent de point de départ à l'élaboration de valeurs réglementaires et, dans le contexte particulier du code du travail, des valeurs limites pour l'exposition professionnelle (VLEP) qu'elles soient réglementaires ou indicatives. Les VLEP peuvent en effet avec les seuils olfactifs être des éléments de l'interprétation de l'état du milieu air en l'absence de toute autre valeur guide.

Ces valeurs ne sont en aucun cas (conformément à la circulaire DGS de mai 2006) utilisées pour évaluer les Quotient de Danger (QD) et excès de risques individuels (ERI) faisant référence à une évaluation des risques sanitaires. Ces valeurs appelées valeurs de comparaison constituent des critères de gestion.

**G-1) Valeurs réglementaires**

Milieu AIR

En France le décret 2002-213 de février 2002 donne la transposition en droit français des directives 1999/30/CE du conseil du 22 avril 1999 et 2000/69/CE du parlement européen et du conseil du 16 novembre 2000.

Le Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 transpose la directive européenne 2008/50/CE concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe et précise notamment les nouvelles normes à appliquer.



Ces valeurs réglementaires françaises sont établies pour l'air atmosphérique extérieur, pour des durées d'exposition (3h, 24h ou vie entière) et sur la base de moyennes horaires, journalières ou annuelles. On distingue 5 niveaux de **valeurs réglementaires** :

- **Objectif de qualité** : niveau de concentration à atteindre à long terme et à maintenir, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble.
- **Valeur cible** : niveau de concentration à atteindre, dans la mesure du possible, dans un délai donné, et fixé afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou l'environnement dans son ensemble.
- **Valeur limite pour la protection de la santé** : niveau de concentration à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser, et fixé sur la base des connaissances scientifiques afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou l'environnement dans son ensemble.
- **Seuil d'information et de recommandation** : niveau de concentration au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine de groupes particulièrement sensibles au sein de la population et qui rend nécessaires l'émission d'informations immédiates et adéquates à destination de ces groupes et des recommandations pour réduire certaines émissions.
- **Seuil d'alerte de la population** : niveau de concentration au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé de l'ensemble de la population ou de dégradation de l'environnement, justifiant l'intervention de mesures d'urgence.

Des valeurs réglementaires françaises existent pour le monoxyde de carbone, le benzène, le benzo(a)pyrène, les PM10 et PM2.5, dioxyde de soufre, dioxyde d'azote, arsenic, cadmium, nickel et plomb.

Enfin, pour l'air intérieur des ERP (Etablissement recevant du public) des valeurs guides réglementées en France ont été mises en place, elles sont reprises dans le présent document. La loi du 1er août 2008 relative à la responsabilité environnementale oblige à définir des « valeurs-guides pour l'air intérieur » dans les ERP. Le décret **n° 2011-1727 du 2 décembre 2011 relatif aux valeurs-guides pour l'air intérieur** y pourvoit pour le formaldéhyde, gaz incolore principalement utilisé pour la fabrication de colles, liants ou résines, et pour le benzène, substance cancérigène aux effets hématologiques issue de phénomènes de combustion (gaz d'échappement, cheminée, cigarette, etc.). La valeur-guide pour le formaldéhyde est fixée pour une exposition de longue durée à 30 µg/m<sup>3</sup> au 1er janvier 2015 et à 10 µg/m<sup>3</sup> au 1er janvier 2023. La valeur-guide pour le benzène est fixée pour une exposition de longue durée à 5 µg/m<sup>3</sup> au 1<sup>er</sup> janvier 2013 et à 2 µg/m<sup>3</sup> au 1<sup>er</sup> janvier 2016.

### Autres milieux

D'autres milieux sont concernés par des valeurs réglementaires en France (dans le domaine alimentaire par exemple). Celles-ci ne sont pas détaillées ici mais constituent au même titre que les concentrations dans l'eau et l'air des valeurs de gestion.

## **G-2) Valeurs guides**

Les valeurs guides peuvent porter sur le milieu eau, air, sol et matrices alimentaires (animales, végétales). Ces valeurs, bien que reposant sur des critères sanitaires sont considérées comme des valeurs de gestion, et ne constituent pas, stricto sensu, des valeurs toxicologiques de référence.

### **OMS –Air et air intérieur**

Le bureau Europe de l'Organisation Mondiale de la Santé a publié en 2000 un document intitulé « Air Quality Guidelines in Europe » [WHO 2000]<sup>18</sup> dans lequel figurent des valeurs guides pour la qualité de l'air.

L'objet de ce guide est de fournir une base pour la protection de la santé publique contre les effets néfastes des polluants atmosphériques, dans la perspective d'une cessation ou d'une réduction de l'exposition aux polluants qui nuisent certainement ou probablement à la santé ou au bien-être. Ce guide présente des informations générales et des conseils aux autorités internationales, nationales et locales qui souhaitent évaluer les risques et prendre des décisions concernant leur gestion. Ce guide établit des niveaux de polluants

<sup>18</sup> WHO. Air Quality Guidelines. Second edition WHO Regional Publications, European Series, No. 91.2000, 273 pages.

au-dessous desquels l'exposition (à vie ou pendant une période donnée) ne représente pas de risque important pour la santé publique.

En ce qui concerne les polluants abordés, les sections relatives à l'évaluation des risques pour la santé et aux valeurs-guides exposent les considérations les plus pertinentes qui ont conduit à l'adoption des valeurs-guides recommandées.

Certains polluants ont été revus par l'OMS en 2005 (WHO air quality guidelines, global update, 2005)<sup>19</sup>. Cette révision s'appuie sur l'ensemble des connaissances acquises ces dernières années (études épidémiologiques notamment).

## H) Organismes consultés pour la recherche de VTR

Les bases de données consultées pour la recherche des VTR sont les suivantes (présentée dans l'ordre de priorité préconisé par la circulaire DGS/SD. 7B n° 2006-234 du 30 mai 2006) :

- **US EPA** (United States Environmental Protection Agency – Etat Unis) dont dépend la base de données **IRIS** – Integrated Risk Information System).
- **ATSDR** (Agency for Toxic Substances and Disease Registry – Etats-Unis).
- **OMS** (Organisation Mondiale de la Santé – Bureau régional de l'Europe)/IPCS (International Program on Chemical Safety).

Ces organismes établissent leurs propres VTR à partir d'études expérimentales ou épidémiologiques. Les valeurs issues de ces bases de Données sont des données à caractère national mais elles sont internationalement reconnues. C'est la raison pour laquelle elles seront très souvent préférentiellement choisies.

Viennent ensuite les organismes pour lesquels la transparence dans l'établissement des valeurs n'est pas toujours adaptée à la sélection de leur VTR :

- **Health Canada = Santé Canada** (Ministère Fédéral de la Santé – Canada),
- **RIVM** (Rijks Instituut voor Volksgezondheid en Milieu – Institut National de Santé Publique et de l'Environnement – Pays Bas),
- **OEHHA** (Office of Environmental Health Hazard Assessment of Californie – Etat Unis) qui établit également ces propres VTR. L'OEHHA se base souvent sur les mêmes études que l'US EPA mais les VTR sont souvent plus conservatoires.

Ces trois organismes établissent également leurs propres valeurs. Malgré le caractère national de ces valeurs, elles seront prises en compte selon les critères de choix préalablement cités.

En France, l'AFSSET<sup>20</sup> devenue **ANSES** depuis sa fusion avec l'AFSSA<sup>21</sup> en juillet 2010. Dans le cadre du PNSE<sup>22</sup>, l'ANSES s'est auto-saisie en 2003 pour proposer une méthode de construction de valeurs toxicologiques de référence fondées sur des effets reprotoxiques. Dans le cadre du Plan Cancer 2004, ces travaux ont été élargis à la construction de VTR fondées sur des effets cancérogènes. Le 25 juillet 2007, l'ANSES s'est vu confiée la mission de construction de VTR par ses ministères de tutelle.

Des recueils de données sont consultés par ailleurs car ils regroupent les VTR des différents organismes cités ci-avant. Ce sont :

- **TERA** (toxicology excellence for risk assessment), base de données **ITER** (International Toxicity Estimates for Risk Database), établit une synthèse des données toxicologiques issues des autres bases de données.
- **INERIS** (Institut National de l'Environnement Industriel et des risques - France), établit des fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques qui synthétisent notamment

<sup>19</sup> WHO. Air Quality Guidelines. Global update 2005. Report on a working group meeting. Bonn, Germany. 18-20 october 2005.

<sup>20</sup> AFSSET : Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail

<sup>21</sup> AFSSA : Agence Française de Sécurité sanitaire de l'Alimentation

<sup>22</sup> PNSE : Plan National Santé environnement

l'ensemble des données toxicologiques issues des autres bases de données - à l'heure actuelle ce programme contient une cinquantaine de fiches.

- **IPCS INCHEM** (International Programme on Chemical Safety) : Portail d'accès à de nombreux sites dont le CIRC (Centre International de Recherche sur de Cancer), le **JEFCA** (Joint Expert Committee on Food Additives) et autres instances internationales.

Le recueil de donnée **RAIS** (Risk Assessment Information System – Etat Unis) reprenant les valeurs des autres organismes américains, en particulier du **NTP** (National Toxicology Program) et de **IRIS** de l'US EPA, n'est pas considéré compte tenu de l'absence de toute transparence dans les valeurs affichées.

## I) Symboles et phrases de risques

Le SGH ou Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques est un ensemble de recommandations élaborées au niveau international. Il vise à harmoniser les règles de classification des produits chimiques et de communication des dangers (étiquettes, fiches de données de sécurité). En Europe, dans les secteurs du travail et de la consommation, le SGH est mis en application via le règlement CLP. Le nouveau règlement européen CLP (*Classification, Labelling and Packaging*) 1272/2008 du 16 décembre 2008 relatif à la classification à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges et modifiant les directives 67/548/CEE, 1999/45/CE et le règlement 1907/2006 a été publié le 31 décembre 2008 au Journal officiel de l'Union européenne.

Le règlement CLP est entré en vigueur le **20 janvier 2009**. Il prévoit néanmoins une période de transition durant laquelle l'ancien et le nouveau système de classification et d'étiquetage coexisteront. Sauf dispositions particulières prévues par le texte, la mise en application du nouveau règlement devient obligatoire à partir du **1er décembre 2010** pour les **substances** et du **1er juin 2015** pour les **mélanges**. Il est à souligner que, pour éviter toute confusion, les produits ne peuvent porter de double étiquetage. Au 1er juin 2015, le système préexistant sera définitivement abrogé et la nouvelle réglementation sera la seule en vigueur.

Les principales nouveautés pour l'étiquette de sécurité sont l'apparition de nouveaux pictogrammes de danger, de forme losange et composés d'un symbole noir sur un fond blanc bordé de rouge, et l'ajout de mention d'avertissement indiquant la gravité du danger ("DANGER", pour les produits les plus dangereux, et "ATTENTION"). Les étiquettes comporteront également des mentions de danger (ex: "Mortel par inhalation") en remplacement des phrases de risque (phrases R) et des nouveaux conseils de prudence (ex: "Éviter tout contact avec les yeux, la peau ou les vêtements").

Le CLP reprend les 27 classes de danger définies par le SGH. Il définit également une « classe de danger supplémentaire pour l'Union européenne », à savoir la classe de danger « dangereux pour la couche d'ozone ».

- **16 classes de danger physique :**

- explosibles
- gaz inflammables
- aérosols inflammables
- gaz comburants
- gaz sous pression
- liquides inflammables
- matières solides inflammables
- substances et mélanges autoréactifs
- liquides pyrophoriques
- matières solides pyrophoriques
- substances et mélanges auto-échauffants
- substances et mélanges qui, au contact de l'eau, dégagent des gaz inflammables
- liquides comburants
- matières solides comburantes
- peroxydes organiques
- substances ou mélanges corrosifs pour les métaux

- **10 classes de danger pour la santé :**

- toxicité aiguë
- corrosion cutanée/irritation cutanée

- lésions oculaires graves/irritation oculaire
- sensibilisation respiratoire ou cutanée
- mutagénicité sur les cellules germinales
- cancérogénicité
- toxicité pour la reproduction
- toxicité spécifique pour certains organes cibles-exposition unique
- toxicité spécifique pour certains organes cibles-exposition répétée
- danger par aspiration

- **2 classes de danger pour l'environnement :**

- dangers pour le milieu aquatique
- dangereux pour la couche d'ozone

Par ailleurs, au niveau national, nous conservons et présentons dans la présente base de donnée les anciens symboles et phrases de risques, extraits de l'Arrêté du 20 avril 1994 (transposition de la directive « substances ») relatif à la déclaration, la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances, modifié par l'arrêté du 7 janvier 1997.

**Symboles de risques :**

- T : toxique
- T+ : très toxique
- Xn : nocif
- Xi : irritant
- F : facilement inflammable,
- F+ : extrêmement inflammable,
- N : dangereux pour l'environnement,
- C : corrosif, provoque des brûlures.

**Phrases de risques :**

- R 1 Explosif à l'état sec.
- R 2 Risque d'explosion par le choc, la friction, le feu ou d'autres sources d'ignition.
- R 3 Grand risque d'explosion par le choc, la friction, le feu ou d'autres sources d'ignition.
- R 4 Forme des composés métalliques explosifs très sensibles.
- R 5 Danger d'explosion sous l'action de la chaleur.
- R 6 Danger d'explosion en contact ou sans contact avec l'air.
- R 7 Peut provoquer un incendie.
- R 8 Favorise l'inflammation des matières combustibles.
- R 9 Peut exploser en mélange avec des matières combustibles.
- R 10 Inflammable.
- R 11 Facilement inflammable.
- R 12 Extrêmement inflammable.
- R 14 Réagit violemment au contact de l'eau.
- R 15 Au contact de l'eau, dégage des gaz extrêmement inflammables.
- R 16 Peut exploser en mélange avec des substances comburantes.
- R 17 Spontanément inflammable à l'air.
- R 18 Lors de l'utilisation, formation possible de mélange vapeur-air inflammable/explosif.
- R 19 Peut former des peroxydes explosifs.
- R 20 Nocif par inhalation.
- R 21 Nocif par contact avec la peau.
- R 22 Nocif en cas d'ingestion.
- R 23 Toxique par inhalation.
- R 24 Toxique par contact avec la peau.
- R 25 Toxique en cas d'ingestion.
- R 26 Très toxique par inhalation.
- R 27 Très toxique par contact avec la peau.
- R 28 Très toxique en cas d'ingestion.
- R 29 Au contact de l'eau, dégage des gaz toxiques.
- R 30 Peut devenir facilement inflammable pendant l'utilisation.
- R 31 Au contact d'un acide, dégage un gaz toxique.
- R 32 Au contact d'un acide, dégage un gaz très toxique.

- R 33 Danger d'effets cumulatifs.
- R 34 Provoque des brûlures.
- R 35 Provoque de graves brûlures.
- R 36 Irritant pour les yeux.
- R 37 Irritant pour les voies respiratoires.
- R 38 Irritant pour la peau.
- R 39 Danger d'effets irréversibles très graves.
- R 40 Effet cancérigène suspecté. Preuves insuffisantes (cancérigènes de catégorie 3).
- R 41 Risque de lésions oculaires graves.
- R 42 Peut entraîner une sensibilisation par inhalation.
- R 43 Peut entraîner une sensibilisation par contact avec la peau.
- R 44 Risque d'explosion si chauffé en ambiance confinée.
- R 45 Peut causer le cancer.
- R 46 Peut causer des altérations génétiques héréditaires.
- R 48 Risque d'effets graves pour la santé en cas d'exposition prolongée.
- R 49 Peut causer le cancer par inhalation.
- R 50 Très toxique pour les organismes aquatiques.
- R 51 Toxique pour les organismes aquatiques.
- R 52 Nocif pour les organismes aquatiques.
- R 53 Peut entraîner des effets néfastes à long terme pour l'environnement aquatique.
- R 54 Toxique pour la flore.
- R 55 Toxique pour la faune.
- R 56 Toxique pour les organismes du sol.
- R 57 Toxique pour les abeilles.
- R 58 Peut entraîner des effets néfastes à long terme pour l'environnement.
- R 59 Dangereux pour la couche d'ozone.
- R 60 Peut altérer la fertilité.
- R 61 Risque pendant la grossesse d'effets néfastes pour l'enfant.
- R 62 Risque possible d'altération de la fertilité.
- R 63 Risque possible pendant la grossesse d'effets néfastes pour l'enfant.
- R 64 Risque possible pour les bébés nourris au lait maternel.
- R 65 Nocif: peut provoquer une atteinte des poumons en cas d'ingestion.
- R 66 : l'exposition répétée peut provoquer dessèchement ou gerçures de la peau.
- R 67 : l'inhalation de vapeurs peut provoquer somnolences et vertiges
- R 68 : Possibilité d'effets irréversibles (mutagènes de catégorie 3).

## J) Définition des COV

Les COV constituent un ensemble complexe. Sont regroupés sous cette appellation plusieurs centaines de composés ayant des sources d'émission, des caractéristiques, des effets et un degré de connaissance pouvant être très différents. Les COV sont des composés organiques (molécules qui peuvent contenir des atomes H et C mais aussi d'autres éléments tels que O, N, Cl, F, P, S, ...et des métaux et/ou des métalloïdes).

La définition des « COV » a évolué et reste différente entre les versions de la réglementation française et américaine par exemple. En France, la définition des « COV » est donnée par l'arrêté ministériel du 2 février 1998 définit les Composés Organiques Volatils (COV) ainsi :

« Tous les composés contenant du carbone et de l'hydrogène, dans lesquels l'hydrogène peut être partiellement ou totalement remplacé par des halogènes, du soufre ou de l'azote, à l'exception des oxydes de carbones et des carbonates. Les COV ont une pression de vapeur supérieure ou égale à 0,01 kPa à 293.15°K (20°C). ».

## Substances

### Les hydrocarbures (approche du TPHCWG et MADEP)

#### A) Propriétés intrinsèques

Le terme « hydrocarbures » constitue un nom générique pour rendre compte de nombreux mélanges de substances présentant des chaînes carbone-hydrogène. Les mélanges tels que les essences, fioul, huiles, etc. sont composés de plusieurs hydrocarbures en proportions différentes ; les propriétés physico-chimiques et toxicologiques de ces mélanges dépendent ainsi des proportions dans le mélange considéré.

Les hydrocarbures sont des liquides visqueux souvent odorants qui peuvent migrer dans les différents compartiments du système écologique. Le seuil olfactif dépend également de la composition des hydrocarbures, pour les solvants (de type white spirit à partir de C8), il est de l'ordre du ppm (INRS, fiche toxicologique FT94), soit entre 4 et 8 mg/m<sup>3</sup>. Pour l'hexane, l'heptane, etc (hydrocarbures aliphatiques inférieurs à C8), le seuil olfactif est plus élevé : de l'ordre de 150 ppm (INRS) soit l'ordre de 600 mg/m<sup>3</sup>.

Dans le cas d'une pollution complexe par des hydrocarbures les risques sanitaires non cancérogènes potentiellement induits peuvent être traités de deux manières :

- soit par substance (par exemple le méthane, les BTEX, etc.) mais les composés présents dans la famille de produits que constitue les hydrocarbures (avec des nombre de carbones allant de 6 à plus de 40) ne peuvent tous être analysés, les identifications de danger ne sont pas toutes étudiées ;
- soit en appliquant la méthode du TPHCWG<sup>23</sup> qui considère que les produits de nature chimique proche (aliphatiques ou aromatiques) ayant les mêmes températures d'ébullition se comporteront de manière similaire. Cette méthode permet de traiter conjointement des ensembles de composés et non chaque produit pris séparément.

Les familles de produits sont définies (6 familles pour les aliphatiques et 7 pour les aromatiques – dont le benzène et le toluène pris séparément). Pour chacune d'elle le TPHCWG a établi des caractéristiques physico-chimiques (une solubilité, une constante de Henry, etc.) et des valeurs toxicologiques pour les voies orale et inhalation.

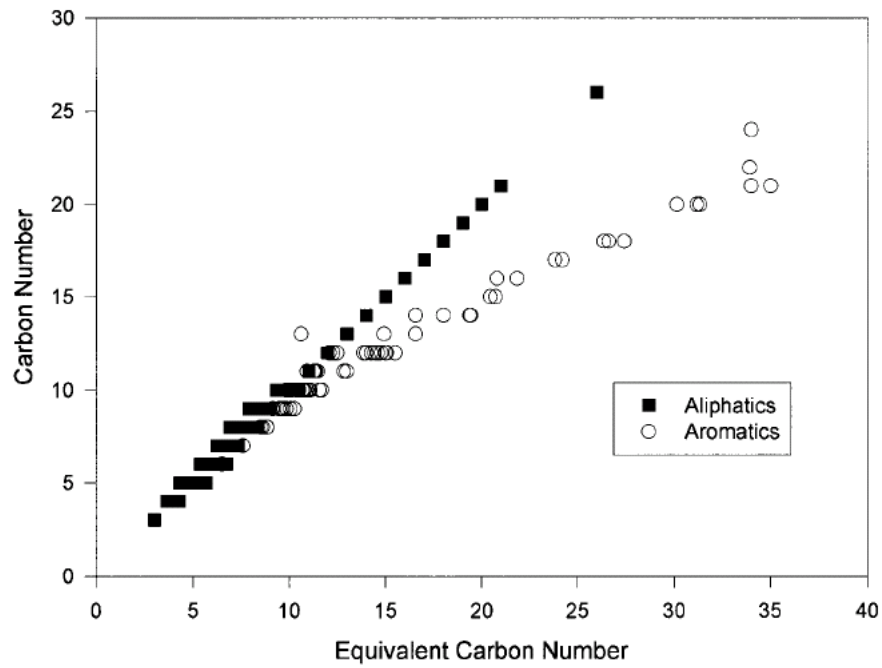
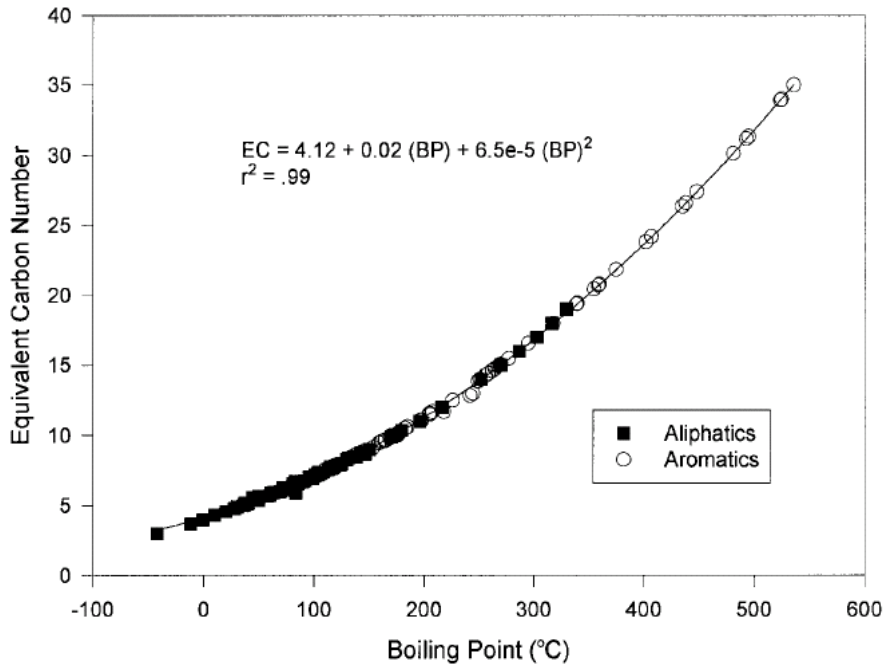
#### Caractéristiques des classes d'hydrocarbures du TPHCWG

Les classes d'hydrocarbures sont définies à partir du nombre de carbones équivalents « nC » des substances considérées. Le tableau ci-dessous présente une synthèse non exhaustive des substances prises en compte dans chaque fraction (volume 3 du TPHWG).

Les deux figures ci-après donnent la méthode de calcul du nombre de carbone équivalent (en référence à la température d'ébullition de la substance) et la corrélation entre nombre de carbones (C) et nombre de carbone équivalent (EC). Par la suite BURGEAP utilise l'abréviation « nC » à la place de « EC ».

Le tableau donné à la suite reprend pour les différentes classes définies par le TPHCWG les principales substances contenues dans ces classes.

<sup>23</sup> Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group



Classes définies par le TPHCWG en nombre de carbone equivalent	Substances associées aux classes définies (C= nombre de carbone; nC= nombre de carbone équivalent)
Aliphatic nC>5-nC6	n-pentane (C= 5; nC=5), n-hexane (C=6 ; nC=6), penten , methyl-butane
Aliphatic nC>6-nC8	N-heptane, n-octane, hexen, heptene, methyl-butane, methyl-pentane, methyl-hexane, methyl-heptane,
Aliphatic nC>8-nC10	N_nonane, n-decane, octene, nonene, decene, methyl-hexane, methyl-heptane,ethyl-heptane, ethyl-heptane, merthyl-octane, methyl-nonane
Aliphatic nC>10-nC12	n-undenane, n-docecane,
Aliphatic nC>12-nC16	n-tridecane, jqa n-hexadecane
Aliphatic nC>16-nC35	Heptan, nona, octa-decane, eicosane, hen et hex- eicosane,
Aliphatic >nC35	Non définis
Aromatic nC>5-nC7 benzène	Benzène (C= 6; nC=6.5)
Aromatic nC>7-nC8 toluène	Toluène (C= 7; nC=7.58)
Aromatic nC>8-nC10	Ethylbenzène (C= 8; nC=8.5), xylènes (C= 8; nC=8.6 à 8.8), isopropyl-benzène (C= 9; nC=9.13), qq méthyl- ,1.2.3, 1.2.4 et 1.3.5 triméthyl-benzène (C= 9; nC=9.5 à 9.8), qq butyl-benzènes (C=10 ; nC=9.8 à 9.9)
Aromatic nC>10-nC12	Naphtalène (C= 10; nC=11.7), methyl-lindan (C= 11; nC=11.3), Indan (C=9 ; nC=10.3) 1.2.3Triméthyl-benzène (C=9 ; nC=10.1), Methyl-propyl-benzène (C=10 ; nC=10.1), Diethyl-benzène (C= 10; nC=10.4), Dimethyl-ethyl-benzène (C= 10; nC=10.5 à 10.9), methyl-butyl-benzène (C= 11; nC=10.9), tetraméthyl-benzène (C= 10; nC=11.1à 11.6), n-pentyl-benzène (C=11 ; nC=11.5)
Aromatic nC>12-nC16	Methyl-naphtalène (C= 11; nC=12.9), Ethyl-naphtalène (C=12 ; nC=14 à 14.4), Dimethylnaphtalène (C=12 ; nC=13 à15) Acenaphtylène (C=12 ; nC=15.1), Acénaphtène (C=12 ; nC=15.5) Triethyl-benzène (C= 12; nC=12.1 à 12.3), n-hexyl-benzène (C= 12; nC=12.5), Biphenyl (C= 12; nC=14.3), Methyl-biphenyl (C=13 ; nC=14.9),
Aromatic nC>16-nC21	Fluorene(C= 13; nC=16.55), Phenantrene(C=14 ; nC=19.4), Anthracene(C= 14; nC=19.4), methyl-fluorene(C= 14; nC=18), Methyl-anthracene(C= 15; nC=20.5), methyl-phenantrene (C= 15; nC=20.7), Pyrene(C=16 ; nC=20.8),
Aromatic nC>21-nC35	Fluoranthene (C=16 ; nC=21.9), BenzoFluorene (C= 17; nC=24), Benzo(a)Anthracene (C=18 ; nC=26.4), Chrysene (C= 18; nC=27.4), Benzo(b)Fluornathène (C= 20; nC=30.1), Benzo(k)Fluoranthène (C= 20; nC=30.1), Perylene (C= 20; nC=31.3), BaP (C= 20; nC=31.3), Indeno(1,2,3,cd)pyrene (C=21; nC=35), B(ghi)P (C= 21; nC=34), Dibenz-anthracene (C= 22; nC=34),

Les caractéristiques physicochimiques définies par le TPHCWG sont propres à chacune des classes prédéfinies.



### Voies d'exposition et absorption

Les voies d'exposition principales varient en fonction de la classe d'hydrocarbures considérée. En effet, pour les plus volatils, la voie principale est l'inhalation, tandis que pour les familles d'hydrocarbures à nombre de carbone supérieur à 16, la voie principale d'exposition est l'ingestion et le contact cutané.

Les taux d'absorption ne sont pas connus par classes d'hydrocarbures, nous considérerons que le taux d'absorption par voie orale est de 100% et de 10% par voie cutanée (en référence à la base de donnée de RISC 4.0). On notera cependant que le MADEP fournit des taux pour le contact cutané en fonction des classes qui varient de 10% à 100%.

## **B) valeurs guides**

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) ne présente pas de limite de qualité des eaux pour la consommation humaine pour les hydrocarbures au sens large.

La concentration limite dans les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable issue de ce même texte réglementaire est de 1000 µg/l pour la somme des hydrocarbures.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 **relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) propose une valeur guide de 300 µg/l pour les huiles minérales précisant que les eaux ne devront pas présenter de film en surface et d'odeurs.**

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) ne propose pas de valeur guide pour les eaux potables des hydrocarbures considérant que les hydrocarbures aromatiques les plus solubles seront détectables par le goût et l'odeur (à partir de quelques µg/l pour les alkylbenzène et alkylnaphtalènes) avant de présenter un risque aigu pour les populations. Cependant, l'OMS précise également que si une évaluation des risques est nécessaire, la prise en compte des relations doses-réponse des différentes classes du TPHCWG est approprié en considérant que l'eau de boisson intervient pour 10 % de la dose journalière acceptable (TDI).

Dans le précédent décret français (décret 89-3), la concentration admissible dans les eaux de boisson en France était de 10 µg/l.

Dans les sols et l'air, on ne dispose pas de valeur guide réglementaire.

## **C) Profil toxicologique**

### Classement

Les symboles classant les hydrocarbures de type white spirit, essences spéciales, solvants aromatiques légers, pétroles lampants (kérosène) dans les fiches INRS respectives FT94, FT96, FT106 et FT140 sont **Xn** (nocif) et **F** pour les essences (facilement inflammable).

Les phrases de risque<sup>24</sup> qui les représentent sont tout type d'hydrocarbures confondu : **R10/11** (inflammable), **R65** (nocif), **S23**, **S24**, **S62**

<sup>24</sup> La définition de ces phrases de risques est donnée dans le chapitre général méthodologique (chapitre 1)

Effets Mutagènes ; Effets sur la reproduction ; Effets cancérigènes

Pour les white spirit (FT 94), plusieurs études chez l'homme mettent en évidence des cas de cancer (tout cancers confondus) et des effets sur la reproduction, cependant, dans aucune de ces études il n'est possible de faire la relation directe entre l'exposition aux white spirit seuls et les effets observés.

Pour les essences spéciales, la génotoxicité et les effets sur la reproduction ont été peu testés, les résultats disponibles ne montrent pas ce type d'effet (FT 96).

Concernant les solvants aromatiques, des effets sur la reproduction (en particulier une foetotoxicité, et des effets sur le développement) ont été notés sur les animaux. Chez les femmes exposées dans l'industrie du caoutchouc, des troubles du cycle et une augmentation des nombres de fausses couches ont été notés. Par ailleurs, l'INRS précise que l'exposition de travailleurs à des solvants aromatiques chez les sujets exposés plus de 20 ans a montré une augmentation significative de cancer du poumon et de la prostate, mais la relation entre les substances incriminées et les cas de cancer n'a pu être réalisée.

Sur les animaux (rats et souris), des cancers de la peau ont été mis en évidence lors d'exposition à des hydrocarbures de type kérosène.

Autres effets toxiques

Différents types d'effets sur l'homme plus ou moins réversibles sont notés pour les différents hydrocarbures. Il s'agit d'irritation oculaire, cutanée, respiratoire mais aussi des symptômes de type céphalées, nausées, perte d'appétit, etc. et des effets neurologiques.

## **D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence**

Les relations doses – réponses se traduisent par des valeurs toxicologiques de référence (VTR) dont la définition est donnée dans le chapitre 1 du présent document. Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (TPHCWG, MADEP).

On notera que le TPHCWG est constitué de représentant de divers horizons (militaires, industries du gaz et du pétrole, des agences de régulations et des agences des différents états des USA. L'approche est proposée pour l'ensemble des états des USA. Le MADEP (département de protection de l'environnement du Massachusetts) présente quant à lui des valeurs guides pour son état.

Valeurs toxicologiques du TPHCWG

TPHCWG risk assessment methodology a établi des valeurs toxicologiques de équivalentes (RfD et RfC) pour le familles de produits précédemment cités. Celles-ci sont présentées dans le tableau ci-dessous qui reprend par ailleurs les liens entre les valeurs toxicologiques équivalentes et celles propres aux différentes substances choisies pour représenter la classe entière.

TPHCWG	RfD équivalente (1997)	Substance de la classe ayant cette VTR	RfC équivalente (1997)	Substance de la classe ayant cette VTR	Effets
Aliphatic nC>5-nC6	<b>5 mg/kg/j</b> (SF = 1000)	<i>Hexane commercial (dérivé de RfC)</i>	<b>18.4 mg/m<sup>3</sup></b> (SF : 100)	<i>Hexane commercial</i>	neurotoxique
Aliphatic nC>6-nC8					
Aliphatic nC>8-nC10	<b>0.1 mg/kg/j</b> (SF = 1000)	<i>C10-C13</i>	<b>1 mg/m<sup>3</sup></b> (SF = 1000)	<i>White spirit desaromatisé C7-C11, isoparaffines C10-C11 et Fuel JP-8</i>	Hépatotoxique et neurotoxique
Aliphatic nC>10-nC12					
Aliphatic nC>12-nC16					
Aliphatic nC>16-nC35	<b>2 mg/kg/j</b> (SF = 100)	<i>huiles</i>	Non volatil	Non volatil	Tumeurs hépatiques
Aliphatic >nC35	<b>20 mg/kg/j</b> (SF = 100)	<i>huiles</i>	Non volatil	Non volatil	Tumeurs hépatiques
Aromatic nC>5-nC7	<i>Classe correspondant au benzène a prendre en tant que tel</i>				
Aromatic nC>7-nC8	<b>0.2 mg/kg/j</b> (SF = 1000)	<i>styrène</i>	<b>0.4 mg/m<sup>3</sup></b> (SF = 300)	<i>Toluène</i>	Hépa et néphrotoxiques
Aromatic nC>8-nC10	<b>0.04 mg/kg/j</b> (SF = 10000)	<i>Isopropylbenzene, naphthalène, fluoranthène, fluorene</i>	<b>0.2 mg/m<sup>3</sup></b> (SF = 1000)	<i>C9-aromatiques</i>	Diminution du poids
Aromatic nC>10-nC12					
Aromatic nC>12-nC16					
Aromatic nC>16-nC21	<b>0.03 mg/kg/j</b> (SF = 3000)	<i>pyrene</i>	Non volatil	Non volatil	néphrotoxiques
Aromatic nC>21-nC35					

SF : facteur de sécurité appliqué aux NOAEL ou autre valeurs pour établissement de la VTR sélectionnée

#### Valeurs toxicologiques du MADEP

Le département of environmental protection (DEP) de l'état du Massachusetts (MA) a établi des valeurs toxicologiques de références pour des classes d'hydrocarbures de la même manière que le TPHCWG, les premières valeurs établies en 1994 ont été revues en octobre 2003 et sont présentés dans le document "Updated Petroleum Hydrocarbon Fraction Toxicity Values for the VPH/EPH/APH Methodology" (October, 2003).

Le MADEP établit une distinction entre les fractions volatiles (VPH) and extractibles (EPH). Cette distinction n'est pas reprise ici. Par ailleurs, on note que, à la différence du TPHCWG, le MADEP considère des fractions par nombre de carbone dans les molécules « C » et non les nombres de carbones équivalents « nC » du TPHCWG.

MADEP	RfD équivalente (2003)	Substance de la classe ayant cette VTR	RfC équivalente (2003)	Substance de la classe ayant cette VTR	Effets
Aliphatic C5-C6	<b>0.04 mg/kg/j</b> (SF=10000)	<i>n-hexane</i>	<b>0.2 mg/m<sup>3</sup></b> (SF= 300)	<i>n-hexane</i>	neurotoxicité
Aliphatic C6-C8					
Aliphatic C8-C10	<b>0.1 mg/kg/j</b> (SF = 1000)	<i>Isoparaffines, alcanes, naphthènes</i>	<b>0.2 mg/m<sup>3</sup></b> (SF = 3000)	<i>White spirit desaromatisé C7-C11, isoparaffines C10-C11</i>	Cellules sanguines, liver, kidney (ing <sup>o</sup> ) neurotoxique (inh <sup>o</sup> )
Aliphatic C10-C12					
Aliphatic C12-C18					
Aliphatic <b>C19-C36</b>	<b>2 mg/kg/j</b> (SF=100)	<i>huiles</i>	Non défini	-	Tumeurs hépatiques
Aliphatic >C36	<b>20 mg/kg/j</b> présenté mais non considéré (SF=100)	<i>huiles</i>	Non défini	-	Tumeurs hépatiques
Aromatic C5-C8	<i>Faire référence aux BTEX</i>				
Aromatic <b>C9-C10</b>	<b>0.03 mg/kg/j</b> (SF = 3000)	<i>Pyrene (C16) ** en considérant que la valeur retenue est protectrice /rapport aux RfD des autres composés de C9 à C16</i>	<b>0.05 mg/m<sup>3</sup></b> (SF=3000)	<i>Naphta aromatiques</i>	Kidney effects (ing <sup>o</sup> ) CNS effect, diminution du poids, rein, développement (inh <sup>o</sup> )
Aromatic <b>C11-C12</b>					
Aromatic C12-C16			Non défini	-	-
Aromatic C16-C <b>22</b>					
<b>Aromatic &gt;C22</b>	Non défini				

\*\* US EPA-Derived Oral Toxicity Values for Compounds in the C9 - C32 Aromatic Fraction

Carbon number Compounds RfD mg/kg/d : C9 isopropylbenzene 0.1 mg/kg/d ; C10 naphthalene 0.02 mg/kg/d ; C12 acenaphthene 0.06 mg/kg/d ; C12 biphenyl 0.05 mg/kg/d ; C13 fluorene 0.04 mg/kg/d ; C14 anthracene 0.3 mg/kg/d ; C16 fluoranthene 0.04 mg/kg/d ; C16 pyrene 0.03 mg/kg/d :

### Les aliphatiques C5-C8

Le n-hexane est le plus nocif des hydrocarbures saturés en C<sub>6</sub>. Les propriétés toxicologiques de l'hexane commercial peuvent ainsi varier de manière significative en fonction de sa teneur en n-hexane. Les données expérimentales publiées se réfèrent en général au n-hexane pur (pureté supérieure à 95 %) ou à des mélanges dont la teneur en n-hexane est connue. En revanche, les observations chez l'homme font souvent suite à des expositions à des mélanges commerciaux de composition mal définie.

L'hexane que l'on trouve habituellement dans l'industrie correspond à un mélange d'hydrocarbures en C<sub>6</sub>. Le constituant principal est le plus souvent le n-hexane de formule CH<sub>3</sub>-(CH<sub>2</sub>)<sub>4</sub>-CH<sub>3</sub>. Sa teneur se situe alors entre 40 et 50 %, mais il existe des mélanges commerciaux à teneur en n-hexane inférieur à 5 %.

## **E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques**

Les deux approches du TPHCWG et du MADEP sont différentes et complémentaires. Une des différences repose sur la prise en compte par le MADEP des nombres de carbones (C) et par le TPHCWG de nombre de carbones équivalent (nC ou EC). Par ailleurs, l'approche du TPHCWG est plus complète, basée à la fois sur les propriétés physico-chimiques et l'ensemble des données toxicologiques disponibles à l'époque (1997).

Globalement on peut conclure que l'approche du MADEP est vraisemblablement plus adaptée pour la prise en compte d'un contact direct avec des hydrocarbures et que l'approche développée par le TPHCWG est plus appropriée quand il s'agit de rendre compte d'un transfert de ces hydrocarbures vers les différents milieux (air, eaux).

Dans une approche prudence et proportionnelle, nous retiendrons les caractéristiques physico-chimiques des classes définies par le TPHCWG et les valeurs toxicologiques présentées dans le tableau suivant. Les raisons des choix y font référence aux points suivants :

1. pour l'ensemble des classes, les facteurs de sécurité appliqués aux NOAEL ou LOAEL sont parfois élevés (SF variant de 100 à 10000), nous jugeons que la prise en compte d'un facteur de 10000 rend la confiance dans la valeur affichée très faible et la valeur douteuse n'est pas retenue ;
2. pour les composés aromatiques la principale raison est le fait que les BTEX et HAP sont considérés dans les études de risques sanitaires de manière distincte (substance par substance) compte tenu de leur potentiel cancérigène non pris en compte par les deux approches ici présentées ;
3. pour les composés aromatiques à nombre de carbone équivalent supérieur à 21, compte tenu de la présence uniquement de HAP dans l'approche du TPHCWG pour lesquels les principaux effets sont cancérigènes et compte tenu du point 2. ci-dessus, nous ne retiendrons pas de VTR ;
4. l'établissement de nouvelles valeurs toxicologiques de référence par l'US-EPA en 2005.

En 2005, l'US-EPA dans la base de données IRIS donne pour le n-hexane une RfC de 0,7 mg/m<sup>3</sup>, cette valeur repose sur les observations d'anciennes et de plus récentes études et sur le fait que le principal effet est la neurotoxicité de cette substance. Le facteur de sécurité de 300 appliqué au LOAEL tient compte de la variabilité intra-espèce, de l'utilisation d'un LOAEL et du manque de données pour les effets par voie inhalation. La valeur présentée de 18,4 mg/m<sup>3</sup> pour l'hexane commercial retenue que nous avons retenu par le passé est remplacé par cette nouvelle RfC.

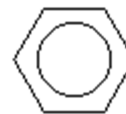
Dans cette fiche IRIS, l'US-EPA précise que la transposition de la toxicité voie inhalation à la voie orale n'est pas adaptée en l'absence totale d'étude des effets de l'exposition par voie orale au n-hexane. Ainsi, nous n'avons pas retenu de RfD pour les aliphatiques nC5 à nC8. Cette approche a été retenue en l'absence d'information, elle est cependant sans impact sur les risques qui sont généralement tirés par la voie inhalation. (NB la dérivation de la RfC donnerait une RfD de 0.2 mg/kg/j pour les adultes).

CHOIX DE VTR réalisé par BURGEAP	RfD équivalente (mg/kg/j)	Raison du choix	RfC équivalente (mg/m3)	Raison du choix	Effets
Aliphatic nC>5-nC6	-	<i>Commentaire IRIS (4.)</i>	<b>0.7</b>	<i>Nouvelle estimation (4.) (SF : 300)</i>	neurotoxique
Aliphatic nC>6-nC8					
Aliphatic nC>8-nC10	<b>0.1</b>	<i>Approches TPHCWG et MADEP (SF =1000)</i>	<b>1</b>	<i>Approche TPHCWG (1.) (SF = 1000)</i>	Hepatotoxique et neurotoxique
Aliphatic nC>10-nC12					
Aliphatic nC>12-nC16					
Aliphatic nC>16-nC35	<b>2</b>	<i>Approches TPHCWG et MADEP (SF =100)</i>	Dérivation pour poussières si nécessaire	<i>Approches TPHCWG et MADEP Non volatils</i>	Tumeurs hépatiques
Aliphatic >nC35	<b>20</b>	<i>Approches TPHCWG et MADEP (SF =100)</i>	Dérivation pour poussières si nécessaire	<i>Approches TPHCWG et MADEP Non volatils</i>	Tumeurs hépatiques
Aromatic nC>5-nC7	<i>Classe correspondant au benzène a prendre en tant que tel</i>				
Aromatic nC>7-nC8	<i>Classe correspondant au toluène a prendre en tant que tel</i>				
Aromatic nC>8-nC10	<b>0.03</b>	<i>Approche MADEP (et 2.)</i>	<b>0.2</b>	<i>Approche TPHCWG (C9 aromatiques) (SF = 1000)</i>	Diminution du poids
Aromatic nC>10-nC12					
Aromatic nC>12-nC16					
Aromatic nC>16-nC21	<b>0.03</b>	<i>Approches TPHCWG et MADEP (SF =3000)</i>	Dérivation pour poussières si nécessaire	<i>Approches TPHCWG et MADEP Non volatils</i>	nephrotoxiques
Aromatic nC>21-nC35	-	<i>Approche MADEP (3.)</i>	-	<i>Approches MADEP (3.)</i>	-

SF : facteur de sécurité appliqué aux NOAEL ou autre valeurs pour établissement de la VTR sélectionnée

## **HAM - Hydrocarbures monoaromatiques**

### **Benzène (CAS n° 71-43-2)**



#### **A) Propriétés intrinsèques de la substance**

Le benzène (CAS n° 71-43-2) est un liquide plus léger que l'eau (densité=0,88 à 15°C), incolore, d'odeur aromatique, perceptible à l'odorat à partir de 4,68 ppmV (INRS, 2004). 1ppmV correspond à 3,25 mg/m<sup>3</sup>.

La présence de benzène dans l'environnement est naturelle (feux de forêts, volcans) ou d'origine anthropique. L'automobile est en grande partie responsable de la pollution atmosphérique par le benzène (gaz d'échappement, émanation lors du remplissage des réservoirs), comme sous produit du pétrole, il entre dans la composition des essences. La fabrication du benzène et ses diverses utilisations libèrent également du benzène à l'atmosphère.

Parmi les composés des hydrocarbures, le benzène est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les HAM (hydrocarbures aromatiques monocycliques). Il est soluble (1860 mg/l à 10°C), volatil : pression de vapeur de 6031 Pa (10°C) et constante de Henry de 0,56 kPa.m<sup>3</sup>/mol (25°C) et biodégradable en milieu aérobie.

#### Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition au benzène est l'inhalation, puis dans une moindre mesure, l'ingestion et le contact cutané.

Les taux d'absorption sont de 50% par inhalation (donnée sur l'homme), 97% du benzène ingéré est absorbé (donnée sur animaux), tandis que par contact cutané l'absorption est limitée (0,4 mg/cm<sup>2</sup>/h donnée sur l'homme) et reste secondaire par rapport à d'autres voies d'exposition.

#### **B) Valeurs guides**

##### Valeurs guides pour l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) présente une limite de qualité des eaux pour la consommation humaine de 1µg/l pour le benzène.

Aucune valeur limite pour les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable n'est présentée dans ce texte.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide pour les eaux potables de 10 µg/l.

##### Valeurs guides pour l'air

L'objectif de qualité de l'air correspond en France à une concentration de 2 µg/m<sup>3</sup> (décret 2002-213 de février 2002).

La commission européenne dans le rapport du projet INDEX (critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU) ainsi que l'OMS (WHO Guidelines for Indoor Air Quality : Selected Pollutants, 2010) recommandent un objectif de concentration dans l'air intérieur aussi bas que possible sans fixer de valeur. L'OMS précise que l'excès de risque de Leucémie pour une exposition à 1 µg/m<sup>3</sup> est de 6.10<sup>-6</sup>. La concentration associée à un excès de risque de 10<sup>-5</sup> est de 1,7 µg/m<sup>3</sup>.

Les valeurs guide air intérieur VGAI définies par l'AFSSET/ANSES sont les suivantes, celle en gras doit être retenue pour la prise en compte de l'ensemble des effets chroniques :

- VGAI long terme, pour les effets hématologiques non cancérigènes : 10 µg/m<sup>3</sup> pour une durée d'exposition supérieure à 1 an,
- **VGAI long terme, pour les effets hématologiques cancérigènes : 2 µg/m<sup>3</sup> (durée d'exposition "vie entière"), correspondant à un excès de risque de 10<sup>-5</sup>,**
- VGAI long terme, pour les effets hématologiques cancérigènes : 0,2 µg/m<sup>3</sup> pour une durée d'exposition "vie entière", correspondant à un excès de risque de 10<sup>-6</sup>,
- VGAI intermédiaire : 20 µg/m<sup>3</sup> en moyenne sur 1 an pour les effets hématologiques non cancérigènes prenant en compte des effets cumulatifs du benzène,
- VGAI court terme : 30 µg/m<sup>3</sup> en moyenne sur 14 jours pour les effets hématologiques non cancérigènes prenant en compte des effets cumulatifs du benzène,

La loi du 1<sup>er</sup> août 2008 relative à la responsabilité environnementale oblige à définir des « valeurs-guides pour l'air intérieur » dans les ERP. Le décret n° 2011-1727 du 2 décembre 2011, définit la valeur-guide pour le benzène pour une exposition de longue durée à **5 µg/m<sup>3</sup> au 1er janvier 2013** et à **2 µg/m<sup>3</sup> au 1er janvier 2016**.

#### Valeurs guides pour les sols

Dans les sols on ne dispose pas de valeur guide réglementaire.

## C) Profil toxicologique

### Classement

Les symboles classant le benzène sont **F** (facilement inflammable) et **T** (toxique).

Les phrases de risque<sup>25</sup> qui le représentent sont : **R45** (peut causer le cancer), **R11** (inflammable), **R48/23/24/25** (toxique : risque d'effets graves en cas d'exposition prolongée, par contact avec la peau et par ingestion).

### Effets cancérigènes

Le benzène est actuellement le seul hydrocarbure aromatique monocycliques (HAM) considéré comme cancérogène pour l'homme. Il a été placé dans **le groupe 1** par le CIRC-IARC en 1987, dans la **classe A** par l'US-EPA en 1998 et **CARC 1** par l'UE.

### Effets Mutagènes

Le benzène est classé **Muta 2** par l'Union Européenne.

### Effets reprotoxiques

Le benzène n'est pas classé reprotoxique par l'UE.

### Autres effets toxiques

La cible principale du benzène après une exposition à long terme est le système sanguin, avec des conséquences sur la moelle osseuse, une diminution des globules rouges, une anémie ou plus rarement une polyglobulie (lignée des globules rouges), une leucopénie ou parfois une hyperleucocytose (globules blancs), une thrombopénies (plaquettes). Ces manifestations sont réversibles après cessation de l'exposition.

A un stade plus important cette toxicité hématologique peut se manifester par une aplasie médullaire, dépression totale de la reproduction des cellules sanguines. Ces atteintes ont été décrites dans plusieurs études épidémiologiques, notamment chez des travailleurs exposés à de fortes concentrations de benzène.

<sup>25</sup> La définition de ces phrases de risques est donnée dans le chapitre général méthodologique (chapitre 1)

Le Syndrome psycho-organique (troubles de la mémoire, de la concentration, de la personnalité, insomnie, diminution des performances intellectuelles correspondant à des effets sur le système nerveux central) a été décrit lors d'exposition chronique au benzène. Ce syndrome est également noté pour le toluène et les styrènes.

Par ailleurs, des effets cardio-vasculaires ont été décrits lors de l'exposition par inhalation aux vapeurs de benzène.

Enfin, la myelotoxicité et la génotoxicité pourraient résulter de l'action synergique des divers composés issus du métabolisme hépatique du benzène (INCHEM, 1996).

Peu d'informations relatives aux autres effets toxiques du benzène sont disponibles chez l'homme.

## D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les relations doses – réponses se traduisent par des valeurs toxicologiques de référence (VTR) dont la définition est donnée dans le chapitre 1 du présent document. Les tableaux ci-après présentent dans un premier temps les VTR correspondant aux effets sans seuil du benzène et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada). La plupart d'entre elles figurent dans la fiche toxicologique de l'INERIS : version 3/ mars 2006).

Benzène (Cas n°71-43-2) – Effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effets considérés	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Leucémies	homme	ERUi = 2,2 à <b>7,8 10<sup>-6</sup> (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup></b>	US EPA (2000)
		homme	ERUi = 6 10 <sup>-6</sup> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	OMS (1997)
		homme	CR = 5.10 <sup>-6</sup> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	RIVM (2001)
		homme	ERUi = 2,9 10 <sup>-5</sup> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	OEHHA (2002)
		homme	CT <sub>0.05</sub> = 15 mg/m <sup>3</sup> correspond à ERUi = 3 10 <sup>-6</sup> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	Santé Canada (1991)
Ingestion	Leucémies	homme	ERUo = 1,5.10 <sup>-2</sup> à <b>5.5.10<sup>-2</sup> (mg/kg/j)<sup>-1</sup></b>	US EPA (2000)
		homme	ERUo = 0,1 (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	OEHHA (2002)

Benzène (Cas n°71-43-2) – Effets toxiques à seuil						
Exposition	Voie d'exposition	Organe Critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Inhalation	immunitaire	homme	10	MRL (0.003 ppm)= <b>10 µg.m<sup>-3</sup></b>	ATSDR (2007)
		Cellules sanguines	homme	300	RfC = 30 µg.m <sup>-3</sup>	US EPA (2003)
		Cellules sanguines, nerveux, développement	homme	10	REL = 60 µg.m <sup>-3</sup>	OEHHA (2002)
Chronique	Ingestion	Cellules sanguines	homme	300	RfD = 4.10 <sup>-3</sup> mg/kg/j	US EPA (2003)
		immunitaire	homme	30	MRL = <b>5.10<sup>-4</sup> mg/kg/j</b>	ATSDR (2007)



## E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La sélection des VTR se base sur les principes évoqués au chapitre 1.

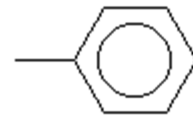
La VTR retenue pour les risques chroniques cancérigènes par ingestion est la borne haute de l'US-EPA, soit un ERUo de  $5,5 \cdot 10^{-2} \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$  qui correspond à la valeur la plus prudente disponible.

La VTR retenue pour les risques chroniques cancérigènes par inhalation est la borne haute de l'US-EPA, soit un ERUi de  $7,8 \cdot 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$  qui correspond à la valeur la plus prudente disponible. On rappellera néanmoins que l'ERUi de l'OMS ( $6 \cdot 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ ) a été retenue en France sur recommandation du CSHPF, pour définir l'objectif de qualité de l'air fixé par le décret 2002-213 de février 2002 à  $2 \mu\text{g/m}^3$  valeur considérée par le CSHPF comme non différente de la concentration de  $1,7 \mu\text{g/m}^3$  dans l'air ambiant, susceptible de conduire à une probabilité d'excès de risque  $1 \cdot 10^{-5}$ .

La VTR retenue pour les risques chroniques non cancérigènes par inhalation est de  $10 \mu\text{g/m}^3$ , il s'agit de la valeur la plus précautionneuse établie par l'ATSDR (2007), fondée sur des données sur l'homme récentes (2004). Elle concerne par ailleurs l'organe critique reconnu par l'ensemble des organismes (système sanguin). On notera enfin que l'AFSSET s'est basé sur cette VTR pour établir sa valeur guide VGAI pour les effets chroniques hors cancer.

La VTR retenue pour les risques chroniques non cancérigènes par ingestion est de  $5 \cdot 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$  établie par l'ATSDR (2007) à partir de la même étude et issue de la dérivation voie à voie.

### Toluène (CAS n°108-88-3)



#### A) Propriétés intrinsèques de la substance

Le toluène (CAS n°108-88-3) est un liquide plus léger que l'eau (densité=0,87 à 15°C), incolore, d'odeur aromatique, perceptible à l'odorat à partir de 2.5 ppmV (INRS, 2005). Le facteur de conversion est 1ppmV =  $3,75 \text{ mg/m}^3$ .

Le toluène est un solvant utilisé dans le nombreux produits, y compris de consommation courante : diluants, adhésifs, peintures, vernis, encres, laques ou en tant que matière première en synthèse organique. Comme sous produit du pétrole, il entre dans la composition des essences. La fabrication du toluène et ses diverses utilisations libèrent également du toluène à l'atmosphère.

Parmi les composés des hydrocarbures, le toluène est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les HAM (hydrocarbures aromatiques monocycliques). Il est soluble (590 mg/l à 10°C), volatil : pression de vapeur de 1650 Pa (10°C) et constante de Henry de 0.64 kPa.m<sup>3</sup>/mol (25°C) et biodégradable en milieu aérobie.

#### Voies d'exposition et absorption

Les taux d'absorption sont (INERIS, 2005) par inhalation 50% du toluène inhalé est absorbé (donnée sur l'homme), par voie orale, 100% du toluène ingéré est absorbé. Par contact cutané l'absorption n'est pas connue.

#### B) valeurs guides

##### Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) ne présente pas de limite de qualité des eaux pour la consommation humaine pour le toluène.

Aucune valeur limite pour les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable n'est présentée dans ce texte.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide pour les eaux potables de 700  $\mu\text{g/l}$ . On notera cependant que cette valeur dépasse la concentration reportée par l'OMS à partir de laquelle des odeurs peuvent être notées (24  $\mu\text{g/l}$ ).

### Valeurs guides dans l'air

En France le décret 2002-213 de février 2002 sur les objectifs de qualité de l'air ne propose pas de valeur guide pour le toluène.

L'OMS (Air quality Guidelines for Europe, 2000) propose une valeur guide de **260 µg/m<sup>3</sup>** (à ne pas dépasser en moyenne pour une exposition hebdomadaire). La valeur proposée par l'OMS est recommandée par cette instance pour la qualité de l'air en Europe, vis-à-vis de l'ensemble des effets toxiques du toluène. Cette valeur a été établie à partir de la même étude cas/témoins que celle retenue par l'US-EPA en 1992 (Foo et coll., 1990) en retenant une LOAEL pour une exposition continue plus faible en raison du facteur d'ajustement adopté.

Dans l'air intérieur, le rapport final du projet INDEX : « Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU », 2005 élaboré par l'institut de la protection de la santé et du consommateur établit pour le toluène une concentration d'exposition limite sur le long terme de **300 µg/m<sup>3</sup>**. Les concentrations dans l'air intérieur en Europe seraient de l'ordre de 16 fois inférieures à cette limite et le centile 90 des mesures de l'ordre de 5 fois inférieur (INDEX, 2005).

### Valeurs guides dans les sols

Dans les sols on ne dispose pas de valeur guide réglementaire.

## **C) Profil toxicologique**

### Classement

Les symboles classant le toluène sont **F** (facilement inflammable) et **Xn** (nocif).

Les phrases de risque<sup>26</sup> qui le représentent (classification revue en 2004 par les experts européens et publiée dans la directive 2004/73/CE) sont : **R11** (facilement inflammable), **R48/R20** (risques d'effets graves pour la santé en cas d'exposition prolongée par inhalation), **R63** (risques possibles pendant la grossesse d'effets néfastes pour l'enfant), **R65** (peut provoquer une atteinte des poumons en cas d'ingestion), **R67** (l'inhalation de vapeurs peut provoquer nuisances et vertiges).

### Effets cancérigènes

Le toluène n'est pas considéré comme une substance cancérigène : il a été placé dans le groupe 3 par le CIRC-IARC en 1999 en raison de l'absence de preuves chez l'homme et d'études chez l'animal qui montrent l'absence de ce type d'effets. Le toluène a été placé dans la classe D par l'US-EPA en 1994, en précisant que les recherches de génotoxicité connues sont toutes négatives.

Le toluène n'est pas classé cancérigène par l'UE.

### Effets Mutagènes

Le toluène n'est pas classé mutagène par l'UE.

### Effets reprotoxiques

Le toluène a été classé en 2004 par l'union Européenne en **repro 3** (substance préoccupante) par rapport à ses effets potentiels sur la reproduction.

---

<sup>26</sup> La définition de ces phrases de risques est donnée dans le chapitre général méthodologique (chapitre 1)

### Autres effets toxiques

En exposition répétée ou prolongée, le toluène provoque chez le rat et la souris une augmentation du poids de nombreux organes, une modification du taux de neurotransmetteurs, une neurotoxicité et une perte d'audition.

Lorsque l'exposition au toluène est répétée quotidiennement, les atteintes décrites sont neurologiques et hépatiques.

Le syndrome psycho-organique (sur le système nerveux central) est l'effet toxique chronique majeur du toluène : les stades les plus avancés sont irréversibles. Il associe des troubles de la mémoire, de la concentration, de la personnalité, une insomnie, une diminution des performances intellectuelles.

## **D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence**

Les relations doses – réponses se traduisent par des valeurs toxicologiques de référence (VTR) dont la définition est donnée dans le chapitre 1 du présent document. Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada). La plupart d'entre elles figurent dans la fiche toxicologique de l'INERIS : version n°3-2 de novembre 2005).

<b>Toluène (Cas n°108-88-3) – Effets toxiques à seuil</b>						
Exposition	Voie d'exposition	Organe Critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Inhalation	Système nerveux	homme	10	RfC 5 mg/m <sup>3</sup>	= US-EPA (2005)
		Système nerveux	homme	100	MRL 0.3 mg/m <sup>3</sup>	= ATSDR (2000)
		Système nerveux	Rat/homme	100	REL= 0.3 mg/m <sup>3</sup>	= OEHHA (2003)
		Système nerveux	homme	300	TCA 0.4 mg/m <sup>3</sup>	= RIVM (2001)
		Système nerveux	homme	10	VTR = <b>3 mg/m<sup>3</sup></b>	= ANSES (2011)
	orale	Systèmes hépatique et rénal	Rat/souris	3000	RfD <b>0.08 mg/kg/j</b>	= US-EPA (2005)
		Système hépatique	souris	1000	DJT 0.223 mg/kg	= OMS (1996)
		foie et reins	rat	1000	DJA 0.22 mg/kg/j	= Santé Canada (1991)
		Système hépatique	souris	1000	TDI 0.223 mg/kg/j	= RIVM (2001)

## E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La sélection des VTR repose sur les principes évoqués au chapitre 1.

L'US-EPA en 2005 a établi une RfC de 5 mg/m<sup>3</sup> sur la base de la synthèse des études menées sur l'homme (identiques à celles utilisées par les autres organismes). Cette valeur n'est pas retenue, les principales raisons sont d'une part l'absence de nouvelles études dans l'approche retenue par l'US-EPA (seul le facteur de sécurité est modifié) et d'autre part la disproportionnalité entre cette VTR et celles des autres hydrocarbures aromatiques volatils.

La VTR retenue pour les risques chroniques par inhalation du toluène est de 3000 µg/m<sup>3</sup> (Anses, 2011) ; elle repose sur les effets neurologiques du toluène. Cette valeur est par ailleurs proche de celle recommandée par l'US-EPA.

Cette valeur étant 10 fois moins pénalisante que celle préconisée par l'ATSDR, l'OEHHA et le RIVM, son choix sera discuté en incertitude (particulièrement pour les dossiers pour lesquels la substance est traceur de l'activité).

La VTR retenue pour les risques chroniques par ingestion du toluène est de 0,08 mg/kg/j (US-EPA, 2005) la valeur retenue est associée à des effets toxiques observés sur le système hépatique et sur le foie et les reins. Bien que le degré de confiance est jugé moyen par l'US-EPA, cette valeur est retenue par principe de prudence, on note en effet que cette valeur est 3 fois plus contraignante que celle des autres organismes internationaux (OMS, RIVM, Santé Canada).

### Ethylbenzène (CAS n°100-41-4)

#### A) Propriétés intrinsèques de la substance

L'éthylbenzène (CAS n°100-41-4) est un liquide plus léger que l'eau (densité=0,87 à 15°C), incolore, d'odeur aromatique, perceptible à l'odorat à partir de 2.3 ppmV (INRS, 2004), Le facteur de conversion est 1ppmV = 4.42 mg/m<sup>3</sup>. Dans les eaux, le seuil olfactif est de 2,4 µg/l (INERIS, 2003).

L'éthylbenzène est un solvant utilisé dans les nombreux produits, y compris de consommation courante : diluants, adhésifs, peintures, vernis, encres, laques ou en tant que matière première en synthèse organique. Il est ajouté à l'essence automobile (environ 2 % en poids) pour son rôle antidétonant.

La fabrication de l'éthylbenzène et ses diverses utilisations le libèrent à l'atmosphère (trafic automobile, raffinage du pétrole, préparation et au transport d'asphalte chaud, rejets des incinérateurs, etc.).

Parmi les composés des hydrocarbures, l'éthylbenzène est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les HAM (hydrocarbures aromatique monocyclique). Il est soluble (180 mg/l à 10°C), volatil : pression de vapeur de 510 Pa (10°C) et constante de Henry de 0.82 kPa.m<sup>3</sup>/mol (25°C) et biodégradable.

#### Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition à l'éthylbenzène est l'inhalation, puis dans une moindre mesure, l'ingestion et le contact cutané.

Les taux d'absorption sont : par inhalation 49 à 64% de l'éthylbenzène inhalé est absorbé (donnée sur l'homme pour une exposition de 8 h) ; par voie orale, chez l'animal, l'éthylbenzène est rapidement et facilement absorbé (absence de données sur l'homme). Par contact cutané l'éthylbenzène est mal absorbé sous forme de vapeur contrairement à la forme liquide : 0,11 à 0,23 mg/cm<sup>2</sup>/h pour une solution aqueuse diluée (INRS, FT 266, 2010).

#### B) valeurs guides

##### Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) ne présente pas de limite de qualité des eaux pour la consommation humaine pour l'éthylbenzène

Aucune valeur limite pour les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable n'est présentée dans ce texte.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide pour les eaux potables de 300 µg/l. On notera que l'OMS précise que la plus petite concentration à laquelle des odeurs peuvent être notée est de 2 µg/l, soit nettement en deçà de la valeur guide proposée.

#### Valeurs guides dans l'air

En France le décret 2002-213 de février 2002 sur les objectifs de qualité de l'air ne propose pas de valeur guide pour l'éthylbenzène. L'OMS (Air quality Guidelines for Europe, 2000) ne propose pas non plus de valeur guide.

#### Valeurs guides dans les sols

Dans les sols on ne dispose pas de valeur guide réglementaire.

### **C) Profil toxicologique**

#### Classement

Le symbole classant l'éthylbenzène est **Xn** (nocif).

Les phrases de risque<sup>27</sup> qui le représentent sont : **R11** (facilement inflammable) et **R20** (nocif par inhalation).

#### Effets cancérogènes

En fonction des résultats d'études récentes le CIRC-IARC a placé l'éthylbenzène dans le groupe **2B** en considérant qu'il n'y a pas de preuves d'effets cancérogènes chez l'homme mais que les preuves sont suffisantes chez l'animal (aout 2000). Par inhalation, il induit des tumeurs broncho-alvéolaires chez la souris et rénales chez le rat ; ces dernières sont peu probables chez l'homme.

La seule position connue de l'US-EPA (**classement en D**) est obsolète puisqu'elle date de 1991, et l'éthylbenzène n'est pas classé actuellement au sein de l'Union Européenne pour ses éventuels effets cancérogènes chez l'homme.

#### Effets Mutagènes

L'éthylbenzène n'est pas considéré en l'état actuel des connaissances comme présentant des effets mutagènes (absence de classement par l'UE et avis formulé par l'IARC en 2000).

#### Effets reprotoxiques

L'éthylbenzène n'est pas considéré en l'état actuel des connaissances comme présentant des effets sur la reproduction (absence de classement par l'UE).

#### Autres effets toxiques

L'exposition par voie respiratoire à l'éthylbenzène peut entraîner une somnolence, des céphalées, une fatigue, une irritation des voies respiratoires, des yeux, du nez.

Chez l'animal, les organes cible après une exposition chronique par voie respiratoire sont le foie, le rein et le système auditif. Chez l'homme, l'éthylbenzène est considéré comme un irritant cutané et muqueux. Il peut entraîner une dépression du système nerveux central. Une atteinte hématologique et hépatique a plus rarement été rapportée.

Deux études réalisées chez des salariés ont montré des résultats contradictoires concernant les effets toxiques induits par une exposition chronique par voie pulmonaire à l'éthylbenzène (Angerer et Wulf., 1985, Cometto-Muniz et Cain., 1995, Thienes et Haley., 1972, Yant et al., 1930).

<sup>27</sup> La définition de ces phrases de risques est donnée dans le chapitre général méthodologique (chapitre 1)

L'étude de Angerer et al., 1985 a mis en évidence chez des salariés exposés à des alkylbenzènes dont l'éthylbenzène une augmentation du nombre de lymphocytes ainsi qu'une diminution du taux d'hémoglobine, le système sanguin semble être l'organe cible des expositions chroniques aux alkylbenzènes. Compte tenu du manque d'information sur la concentration à laquelle ont été exposés les individus et compte tenu du mélange de substances (xylènes, n-butanol, hydrocarbures aromatiques) auquel les salariés ont été exposés, l'US EPA indique que les résultats de Angerer et Wulf., 1985 ne sont pas adéquats.

## D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les relations doses – réponses se traduisent par des valeurs toxicologiques de référence (VTR) dont la définition est donnée dans le chapitre 1 du présent document. Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada). La plupart d'entre elles figurent dans la fiche toxicologique de l'INERIS : version 2-1, mai 2005.).

Ethylbenzène (Cas n°100-41-4) – Effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effets considérés	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Cancer du rein	rat	ERU <sub>i</sub> = <b>2,5 10<sup>-6</sup> (µg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup></b>	OEHHA (2007)
Ingestion	Cancer du rein	rat	ERU <sub>o</sub> = <b>0,011 (mg/kg/j)<sup>-1</sup></b>	OEHHA (2007)

Ethylbenzène (Cas n°100-41-4) – Effets toxiques à seuil						
Exposition	Voie d'exposition	Organe ou effet critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
chronique	Inhalation	Effets sur le développement	Rat et lapin	300	RfC = 1000 µg/m <sup>3</sup>	US EPA (1991)
		Syst. rénal	rat	300	MRL = 0,06 ppm <b>soit 260 µg/m<sup>3</sup></b>	ATSDR (2010)
		Systèmes rénal et hépatique	animale	30	REL = 2 000 µg/m <sup>3</sup>	OEHHA (2002)
			animale	100	TCA = 770 µg/m <sup>3</sup>	RIVM (2001)
chronique	Ingestion	Systèmes rénal et hépatique	rat	1000	RfD = <b>0,1 mg/kg/j</b>	US EPA (1991)
			rat	1000	TDI = 0,1 mg/kg/j	RIVM (2001)

## E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La sélection des VTR repose sur les principes évoqués au chapitre 1.

La VTR retenue pour l'exposition chronique par inhalation à l'éthylbenzène est celle de l'ATSDR établie en 2010 à **260 µg/m<sup>3</sup>** (effets sur le système rénal). Cette valeur est établie pour des effets sur le rein, organe cible retenu pour l'éthylbenzène. La valeur moins protectrice de l'US-EPA n'est pas retenue, l'US-EPA considère en effet que sa valeur présente une fiabilité faible, par ailleurs elle porte sur un organe cible différent.

La VTR retenue pour l'exposition chronique par ingestion à l'éthylbenzène est celle de l'US EPA soit une **RfD de 0.1 mg/kg/j**. On notera que l'US-EPA considère que cette valeur présente une fiabilité faible.

Pour les effets CMR, nous ne retiendrons pas d'ERU compte tenu des incertitudes trop importantes sur les valeurs proposées par l'OEHHA.

Néanmoins, si les concentrations dans l'air calculées ou mesurées dépassent les valeurs du bruit de fond, un calcul de risque pourra être réalisé en incertitude en tenant compte de l'ERU de l'OEHHA. Dans ce cas, un approfondissement vis-à-vis des concentrations effectives des pollutions gérées par ailleurs permettra de conclure sur les mesures de gestion nécessaires. Les VTR de l'OEHHA retenues sont alors de :

- pour les risques chroniques cancérogènes par ingestion, un ERUo de  $0,011 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$  qui correspond à la seule valeur actuellement disponible.
- pour les risques chroniques cancérogènes par inhalation, un ERUi de  $2,5 \cdot 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$  qui correspond à la seule valeur actuellement disponible.

## **Xylènes (CAS n°1330-20-7)**

### **A) Propriétés intrinsèques de la substance**

Les xylènes (isomères m, p, et o,) (CAS n°1330-20-7) sont des liquides plus légers que l'eau (densité=de 0.86 à 0,88 à 15°C), incolores, d'odeur aromatique, perceptible à l'odorat à partir de 0.07 ppmV (INRS, 2005). Le facteur de conversion est  $1 \text{ ppmV} = 4,4 \text{ mg/m}^3$ .

Les xylènes sont des solvants utilisés dans de nombreux produits, y compris de consommation courante : diluants, adhésifs, peintures, vernis, encres, laques ou en tant que matière première en synthèse organique. Par ailleurs, comme sous-produit du pétrole, ils entrent dans la composition des carburants et solvants pétroliers.

Parmi les composés des hydrocarbures, les xylènes sont rangés parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les HAM (hydrocarbures aromatique monocyclique). Ils sont solubles (190 à 240 mg/l à 10°C), volatils : pression de vapeur de 340 à 460 Pa (10°C) et constante de Henry de 0.42 à 0.69 kPa.m<sup>3</sup>/mol (25°C).

#### Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition aux xylènes est l'inhalation, puis dans une moindre mesure, l'ingestion et le contact cutané.

Les taux d'absorption sont par inhalation : 59 à 64% des xylènes inhalés sont absorbés (donnée sur l'homme) ; par voie orale, chez l'animal, les xylènes sont rapidement et facilement absorbés (absence de données sur l'homme). Par voie cutanée avec les sols, aucune donnée n'est disponible.

### **B) valeurs guides**

#### Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) ne présente pas de limite de qualité des eaux pour la consommation humaine pour les xylènes.

Aucune valeur limite pour les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable n'est présentée dans ce texte.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide pour les eaux potables de 500  $\mu\text{g/l}$ , notant par ailleurs que cette valeur est supérieure à la limite olfactive de la substance dans l'eau.

#### Valeurs guides dans l'air

En France le décret 2002-213 de février 2002 sur les objectifs de qualité de l'air ne propose pas de valeur guide pour les xylènes. L'OMS (Air quality Guidelines for Europe, 2000) ne propose pas non plus de valeur guide.

Dans l'air intérieur, Le rapport final du projet INDEX : « Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU », 2005 élaboré par l'institut de la protection de la santé et du consommateur établit pour les xylènes une concentration d'exposition limite sur le long terme de  $200 \mu\text{g/m}^3$ . Les concentrations dans l'air intérieur en Europe seraient de l'ordre de 20 fois inférieures à cette limite et le centile 90 des mesures de l'ordre de 6 fois inférieur (INDEX, 2005).

### Valeurs guides dans les sols

Dans les sols on ne dispose pas de valeur guide réglementaire.

## **C) Profil toxicologique**

### Classement

Les symboles classant les xylènes sont **Xn** (nocif) et **Xi** (irritant).

Les phrases de risque<sup>28</sup> qui le représentent sont : **R10** (inflammable), **R20/R21** (nocif par inhalation et contact avec la peau), **R38** (irritant pour la peau).

### Effets cancérogènes

Le CIRC- IARC a placé les xylènes dans le **groupe 3** (1999).

### Effets Mutagènes

Les xylènes ne sont pas considérés en l'état actuel des connaissances comme présentant des effets mutagènes (absence de classement par l'UE).

### Effets reprotoxiques

Les xylènes ne sont cependant pas classés quant à leurs effets reprotoxiques par l'UE.

### Autres effets toxiques

De nombreuses études épidémiologiques ont été menées chez des salariés exposés à long terme et de façon répétée aux vapeurs de xylènes. Ces études ont montré pour certains sujets une respiration difficile et à une altération de certaines fonctions pulmonaires. Une augmentation significative des irritations du nez et de la gorge a été notée chez des salariés exposés à une concentration moyenne de 14 ppm (61 mg/m<sup>3</sup>) de vapeurs de xylènes. Les xylènes induisent également par voie pulmonaire des atteintes neurologiques.

Des troubles hématologiques ont été notés, mais compte tenu de la coexistence du benzène avec les xylènes étudiés, le lien de causalité ne peut être établi.

Enfin, concernant les effets immunologiques, une diminution du nombre des lymphocytes a été observée chez les travailleurs exposés.

## **D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence**

Les relations doses – réponses se traduisent par des valeurs toxicologiques de référence (VTR) dont la définition est donnée dans le chapitre 1 du présent document. Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques des xylènes.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada). La plupart d'entre elles figurent dans la fiche toxicologique de l'INERIS : version 2-1, juin 2006).

---

<sup>28</sup> La définition de ces phrases de risques est donnée dans le chapitre général méthodologique (chapitre 1)



Xylènes (Cas n°1330-20-7)						
Exposition	Voie d'exposition	Organe ou effet critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Inhalation	Système neurologique	homme	300	MRL (0.05 ppm)= 220 µg/m <sup>3</sup>	ATSDR (2007)
		Système neurologique	rat	300	RfC = <b>100 µg/m<sup>3</sup></b>	US EPA (2003)
		Systèmes neurologique et respiratoire	homme	30	REL = 700 µg/m <sup>3</sup>	OEHHA (2002)
		Système neurologique	rat	1000	TCA = 870 µg/m <sup>3</sup>	RIVM (2001)
		foetotoxicité	rat	1000	TC provisoire = 180 µg/m <sup>3</sup>	Santé Canada (1991)
	Ingestion	Diminution poids corporel	rat	1000	MRL = 0.2 mg/kg/j	ATSDR (2007)
		Diminution poids corporel	rat	1000	RfD = <b>0,2 mg/kg/j</b>	US EPA (2003)
		Syst. rénal	rat	1000	TDI = 0,15 mg/kg/j	RIVM (2001)
		Diminution poids corporel	rat	1000	DJT = 0.179 mg/kg/j	OMS (1996)
		Syst. hépatique	rat	100	TDI = 1.5 mg/kg/j	Santé Canada (1991)

## E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La sélection des VTR repose sur les critères évoqués au chapitre 1.

La VTR retenue pour l'exposition chronique par inhalation aux xylènes est la RfC établie par l'US EPA (2003), soit 100 µg/m<sup>3</sup> qui correspond aux effets psycho-moteurs attribués généralement aux xylènes. Le niveau de confiance accordé à cette valeur par l'US-EPA est le niveau moyen, on peut considérer qu'il s'agit d'une valeur qui surestime le danger compte tenu de l'effet toxique retenu et du facteur d'ajustement adopté.

La VTR retenue pour l'exposition chronique par ingestion aux xylènes est la RfD établie par l'US EPA (2003), soit 0.2 mg/kg/j. On notera que cette valeur est du même ordre de grandeur que celles de l'OMS et du RIVM. Compte tenu de l'étude expérimentale menée, la prise en compte d'un facteur de sécurité de 1000 semble majorant. Enfin, la confiance accordée par l'US-EPA sur la RfD obtenue est moyenne.

Nous ne retiendrons pas de VTR spécifiques pour chaque isomère (bien que certaines bases de données en proposent) car les études pivots ayant servies à l'établissement des VTR des différents isomères sont basées sur des mélanges de xylènes.

## HAP – hydrocarbures aromatiques polycycliques

### A) Propriétés intrinsèques des HAP

Les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) sont formés lors de combustions incomplètes (bois, charbon, fioul, essence, goudrons de houille, cigarettes...) puis rejetés dans l'atmosphère où ils sont présents majoritairement dans la phase particulaire du fait de leur faible volatilité.

Il s'agit de molécules ayant deux (naphtalène) à plus de cinq (benzo-a-pyrène) noyaux benzéniques. Les propriétés toxiques et physicochimiques des molécules sont variables et dépendent en partie du nombre de noyaux benzénique. On compte 16 molécules les plus communément étudiées (liste de l'EPA reprise dans les paragraphes suivants).

Les émissions des cheminées et des fours à bois domestiques, des incinérateurs d'ordures ménagères, des unités de production de goudron et d'asphalte, des unités de craquage du pétrole, constituent les principales sources anthropiques. Ces sources stationnaires représentent environ 80 % des émissions. Les sources mobiles sont constituées par les échappements des véhicules essence et diesel.

La présence de HAP dans les eaux de surface provient du dépôt de particules en suspension dans l'atmosphère, des rejets de lixiviation des aires de stockage de charbon, des effluents des usines de traitement du bois et autres industries, on note par ailleurs que les HAP sont également contenus dans certains insecticides ou fongicides.

Les 16 HAP possèdent des propriétés physico-chimiques très variables :

les solubilités (à 25°C) sont comprises entre  $2,6 \cdot 10^{-4}$  mg/l pour le B[g,h,i]P et 32 mg/l pour le naphtalène,

les pressions de vapeur (à 25°C) sont comprises entre  $1,3 \cdot 10^{-8}$  Pa pour le B[g,h,i]P et 11.3 Pa pour le naphtalène (qui est le seul HAP que l'on peut classer dans les COV :  $P_v > 10$  Pa),

les constantes de Henry (à 25°C) sont comprises entre  $2,69 \cdot 10^{-5}$  kPa.m<sup>3</sup>/mol pour B[g,h,i]P et 0.045 kPa.m<sup>3</sup>/mol pour le naphtalène.

On note que les propriétés physico-chimiques du B[a]P sont proches de celles du B[g,h,i]P : solubilité de 0.0016 mg/l (25 °C), une pression de vapeur de  $7,32 \cdot 10^{-7}$  Pa (25°C) et une constante de Henry de  $4,63 \cdot 10^{-5}$  kPa.m<sup>3</sup>/mol.

L'ensemble des HAP sont facilement sorbés sur les sols, en effet, leurs constantes de partage octanol-eau (logKOW) sont élevées et compris entre 3,3 (naphtalène) et 6,84 (B[k]F).

#### Voies d'exposition et absorption

L'inhalation et l'ingestion d'aliments constituent chez l'homme les 2 voies d'exposition principales aux HAP, alors que l'exposition par la consommation d'eau de boisson reste minime (1% d'après OMS, 1998). L'exposition par inhalation dépend spécifiquement de la taille des particules sur lesquelles les HAP sont adsorbés.

#### Taux d'absorption cutané

Wester et al. (1990) ont réalisés des mesures de taux d'absorption sur le B(a)P à partir d'échantillons de peau humaine. Il en ressort que 24,6 % de la dose B(a)P (en solution dans de l'acétone) ont été absorbé au niveau de la peau mais que seulement 0,09 % a traversé la barrière cutanée au bout de 24 heures. Dans les mêmes conditions et pour la même quantité de B(a)P, pour une matrice sol, le taux d'absorption est de 13,2 % sur la peau du singe et 1,41 % sur la peau de l'homme avec 0,01 % ayant traversé la barrière cutanée. Ainsi, la présence de la matrice sableuse (ou sol) réduit la biodisponibilité du polluant. Wester et al. déduit donc une réduction de 75 % de l'absorption cutanée à partir du matrice sol par rapport à une matrice aqueuse.

Par voie cutanée, le taux d'absorption cutané du B(a)P est estimé à 3 % (fiche INERIS) après 24 heures sur un modèle *in vitro* de peau d'origine humaine (Kao et al., 1985). La littérature montre que le taux est très variable en fonction de la durée et des cibles étudiées (entre 0,3 et 3 %).

Les études recensées et synthétisées par l'INERIS et l'INVS<sup>29</sup> les ont incité à prendre des taux d'absorption pour l'ensemble des HAP de 5 % pour 8 heures et 4 % pour 6 heures d'exposition. Ramené à la journée (24 h), le taux d'absorption serait de 16 %.

L'US-EPA<sup>30</sup> recommande de prendre en compte un taux de 13 % sur 24 heures.

Enfin, la base de données du logiciel RISC (dont les équations sont utilisées pour le calcul de la dose par contact cutané) propose un taux d'absorption cutané pour l'ensemble des HAP de 10%.

Compte tenu de la variabilité des données et dans la mesure où l'évaluation détaillée des risques doit être à la fois conservatrice et proportionnée, nous retiendrons un taux d'absorption cutané de 10 % pour les HAP excepté le phénanthrène pour lequel des études particulières<sup>31</sup> ont montré un taux plus important de 80 %.

#### Taux d'absorption orale

Le taux d'absorption orale du B(a)P est de 40 % chez l'homme (fiche INERIS). Pour les autres HAP, les taux ne sont pas disponibles ni sur l'homme ni sur les animaux excepté pour l'anthracène où il varie entre 53 et 74 % chez les animaux. Nous considérerons que l'ensemble des HAP possèdent un taux d'absorption orale identique à celui du B(a)P, soit 40 %.

#### Taux d'absorption inhalation

Les taux d'absorption des HAP par inhalation n'ont pas été étudiés en particulier. Nous prendrons donc un taux de 100%.

## **B) valeurs guides**

#### Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) ne présente pas de limite de qualité des eaux pour la consommation humaine pour la somme des HAP mais présente une valeur pour le benzo-a-pyrène : 0.01 µg/l et pour la somme des benzo-b-fluoranthène, benzo-k-fluoranthène, indéno (1.2.3) c,d pyrène, et benzo-g,h,i)pérylène de 0.1 µg/l.

La concentration limite dans les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable issue de ce même texte réglementaire est de 1 µg/l pour la somme des benzo-b-fluoranthène, benzo-k-fluoranthène, indéno (1.2.3) c,d pyrène, et benzo-g,h,i)pérylène.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide pour les eaux potables pour les HAP à travers le B[a]P de 0.7 µg/l.

#### Valeurs guides dans l'air

L'objectif de qualité de l'air en France (décret 2002-213 de février 2002) ne fait pas référence aux HAP.

Dans l'air intérieur, l'OMS (2010) propose une valeur guide de 10 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle pour le naphthalène.

Dans l'air intérieur, Le rapport final du projet INDEX : « Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU », 2005 élaboré par l'institut de la protection de la santé et du consommateur établit pour le naphthalène une concentration d'exposition limite sur le long terme de 10 µg/m<sup>3</sup>. Les concentrations dans l'air intérieur en Europe seraient de l'ordre de 10 fois inférieures à cette limite (INDEX, 2005).

<sup>29</sup> Rapport d'évaluation du risque sanitaire résiduel pour les populations fréquentant les plages après dépollution du fioul de l'ERIKA. Juillet 2000

<sup>30</sup> dans l'ouvrage Risk assessment guidance for superfund, 2001

<sup>31</sup> voir fiche toxicologique de ce produit par l'INERIS

De manière analogue, compte tenu des connaissances actuelles, l'ANSES (2009) ne propose qu'une valeur guide pour des expositions chroniques au naphthalène pour des effets non cancérogènes : VGAI long terme de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . L'OMS considère que la présence de HAP dans l'air (2000) et en particulier l'air intérieur (2010) est préoccupante pour la santé, proposant un Excès de risque unitaire, la concentration correspondant à un risque de  $10^{-5}$  pour l'OMS est de  $0,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en B(a)P.

La transposition de la directive européenne 2004/107/CE en droit français, dans le Décret 2010-1250 du 21 octobre 2010 fixe, pour le BaP sous forme particulaire, une valeur cible dans l'air de  $0,001 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , applicable au 31/12/2012.

### Valeurs guides dans les sols

Dans les sols on ne dispose pas de valeur guide réglementaire.

## C) Profil toxicologique

### Classement

Parmi les HAP, seuls 5 d'entre eux présentent un symbole **T** (toxique), il s'agit grossièrement des substances les moins mobiles.

Les phrases de risques associées sont au minimum **R45** (peut causer le cancer).

Par ailleurs, deux d'entre elles (les benzo (b) et (k) fluoranthène) sont associées au symbole **N** (dangereux pour l'environnement).

Enfin, le naphthalène présente la phrase de risque **R22** (toxique par ingestion).

	Classement symboles	Phrase de risque	classement cancérogénicité		
			UE	CIRC (IARC)	EPA
Naphtalène	-	R22	3	2B	C
Acénaphthylène	-	-	-	-	D
Acénaphthène	-	-	-	-	-
Fluorène	-	-	-	3	D
Phénanthrène	-	-	-	3	D
Anthracène	-	-	-	3	D
Fluoranthène	-	-	-	3	D
Pyrène	-	-	-	3	D
Benzo(a)anthracène	T (toxique)	R45	Carc. cat (2)	2A	B2
Chrysène	-	R45	Carc. cat (2) Mut. cat (3)	3	B2
benzo(b)fluoranthène	T (toxique), N (dangereux pour l'environnement)	R45	Carc. cat (2)	2B	B2
benzo(k)fluoranthène	T (toxique), N (dangereux pour l'environnement)	R45	Carc. cat (2)	2B	B2
<b>Benzo(a)pyrène</b>	T (toxique)	R45, R46, R60, R61	Carc. cat (2) Mut. cat (2) Repr. Cat (2)	2A	B2
Dibenzo(a,h)anthracène	T (toxique)	R45	Carc. cat (2)	2A	B2
benzo(g,h,i) pérylène	-	-	-	3	D
indéno(1,2,3-c,d)pyrène	-	-	-	2B	B2

### Effets cancérigènes

Le benzo(a)pyrène est classé comme cancérigène chez l'homme par le CIRC-IARC (**groupe 2A**), l'US-EPA (**classe B2**) et l'UE (**Carc. 2**).

La position de l'OMS dans différents ouvrages ou publications et aussi celle de l'US-EPA est de considérer que le B(a)P a valeur d'indicateur pour les HAP potentiellement cancérigènes, qui ont plus de 3 noyaux aromatiques.

Le tableau de synthèse des classifications des HAP par rapport à leur cancérogénicité montre que l'anthracène, le benzo(g,h,i)pérylène, l'acénaphthylène, le fluoranthène, le fluorène, le phénanthrène et le pyrène sont classés 3 par le CIRC et/ou D par l'US-EPA. L'acénaphthène n'est pas classé.

Pour le naphthalène, le potentiel cancérigène n'a pas été prouvé et à la différence des HAP à plus de 3 noyaux aromatiques, il n'est pas mutagène directement. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé le naphthalène dans le groupe 2B, et non 2A, ce point de vue, c'est-à-dire l'impossibilité actuelle de conclure que le naphthalène est un cancérogène probable pour l'homme, est partagé par un grand nombre d'experts réunis par l'US-EPA (cf. résultats de la réunion sur le site US-EPA, en date de septembre 2004). Le mécanisme retenu par l'IARC (2002) est la formation de métabolites entraînant un turn-over important au niveau des épithéliums respiratoires et secondairement la formation de tumeurs. Le naphthalène pourrait avoir des effets clastogènes in vitro mais pas d'effets mutagènes.

Le naphthalène est classé **Carc. 3** par l'Union Européenne.

### Effets reprotoxiques

Parmi les HAP, seul le benzo[a]pyrène est classé par l'union Européenne par rapport à ses effets potentiels sur la reproduction (**catégorie 2** associé aux phrases de risque R60 : peut altérer la fertilité et R61 : risques pendant la grossesse d'effets néfastes sur l'enfant).

### Effets Mutagènes

Seul le benzo(a)pyrène est classé par l'Union Européenne pour ses effets mutagènes potentiels **catégorie 2** (associé à la phrase R46 : peut causer des altérations génétiques héréditaires).

Le chrysène est par ailleurs classé en catégorie 3 (substance préoccupante pour l'homme en raison des effets mutagènes possibles).

Le naphthalène n'est pas génotoxique en l'état des connaissances ce qui le différencie du benzo(a)pyrène et des autres HAP à plusieurs cycles qui ont des effets similaires à ceux du BaP chez l'homme et chez l'animal et pour lesquels l'approche par équivalents (TEF) est justifiée.

### Autres effets toxiques

Les études actuelles sur les effets toxiques non cancérigènes du benzo(a)pyrène sur l'homme montrent que les effets principaux sont cutanés. Il a été observé des altérations cutanées (érythèmes, desquamation, hyper-kératose verruqueuse...) lors d'applications de benzo(a)pyrène à des fins thérapeutiques. De telles observations n'ont pas été décrites chez des personnes présentant des peaux saines.

Chez l'homme, aucune étude épidémiologique concernant l'effet de l'acénaphthène n'est disponible. L'exposition subchronique ou chronique à l'acénaphthène induit des troubles hépatiques, rénaux et hématologiques.

A notre connaissance, il n'existe pas de donnée disponible sur les effets toxiques non cancérigènes de l'anthracène, pour une exposition chronique, chez l'homme. Les études réalisées sur les souris montrent une augmentation de la mortalité et des signes cliniques sur le poids corporel et différents organes, l'ophtalmologie, l'hématologie et l'histopathologie.

L'organe cible pour les expositions au benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène et Dibenzo(a,h)Anthracène est le système immunologique.

Chez l'homme une seule étude traite de l'effet induit par une exposition par voie pulmonaire au fluoranthène. Dans cette étude les salariés ont été exposés par voie pulmonaire à un mélange de HAPs contenant du fluoranthène, du perylène, du pyrène, du benz(a)pyrène, du chrysène, du benzo(a)anthracène, du dibenz(a,h)anthracène et du benzo(g,h,i)perylène. L'exposition à de fortes concentrations de ce mélange (concentration non précisée) induit une diminution du taux d'immunoglobulines sériques (IgA, IgG et IgM) (Szczeklik *et al.*, 1994). Cette étude n'a toutefois pas permis d'identifier l'effet spécifique du fluoranthène. Les organes cibles identifiés sont le système sanguin et les reins.

L'étude principale mettant en évidence l'effet du fluoranthène administré par voie orale est l'étude de l'US EPA de 1988 (a,b,c) dans laquelle les souris mâles et femelles ont été exposées par voie orale (gavage) à 125, 250 ou à 500 mg/kg/j de fluoranthène pendant 13 semaines. Cette étude a montré qu'à ces doses, le fluoranthène n'induisait pas d'effets sur le système respiratoire, cardiaque ou musculo-squelettique. Par contre, il a été montré une influence du fluoranthène sur l'augmentation du poids relatif du foie et l'augmentation du taux d'enzymes hépatiques.

Aucune étude épidémiologique ne traite des effets du fluorène chez l'homme lors d'une exposition chronique. Chez l'animal, l'exposition chronique au fluorène induit principalement des troubles hépatiques et hématologiques. L'étude principale de l'US EPA de 1988 (a,b,c) dans laquelle les souris mâles et femelles ont été exposées par voie orale (gavage) à 125, 250 ou à 500 mg/kg/j de fluorène pendant 13 semaines. Cette étude a montré qu'à la dose de 500 mg/kg/jour, les effets observés étaient une difficulté pour respirer, un ptosis (abaissement de la paupière supérieure, d'origine congénitale), une diminution du poids absolu du foie, une diminution du poids relatif du foie et de la rate, accompagnée par d'effets sur le système sanguin.

Pour le naphtalène, les données sont peu nombreuses. L'exposition par inhalation, par inhalation et passage cutané, par inhalation et absorption digestive sont responsables d'anémie hémolytique.

Plusieurs cas d'anémie hémolytique ont été décrits après inhalation et pénétration cutanée chez des nouveau-nés dont les vêtements et la literie ont été conservés avec des boules d'antimite (Cock, 1957 ; Dawson *et al.*, 1958 ; Schafer, 1951 ; Valaes, 1963). Ces anémies ont aussi été décrites après inhalation par des nouveau-nés de médicaments contenant du naphtalène (Hanssler, 1964 ; Irle, 1964). Les cas survenus chez des nouveau-nés sont parfois associés à des troubles neurologiques comme une somnolence et une diminution des cris. Mais on peut dissocier ces troubles de ceux liés à la diminution des capacités de transport de l'oxygène.

Huit cas de cataracte ont été décelés chez un groupe de 21 employés d'une teinturerie industrielle où du naphtalène était utilisé. Sept cas sont survenus avant l'âge de 50 ans. Si l'hypothèse d'une causalité est possible, les niveaux d'exposition ne sont pas disponibles (Ghetti et Mariani, 1956).

Aucune étude concernant l'effet chronique du naphtalène après une exposition par voie orale n'est disponible. De plus, aucune relation directe entre l'exposition à long terme au naphtalène par voie cutanée et le développement de symptômes respiratoires, cardiovasculaires, gastro-intestinaux, rénaux et oculaires n'a été montrée (Ghetti et Mariani, 1956).

## **D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence**

Les relations doses – réponses se traduisent par des valeurs toxicologiques de référence (VTR) dont la définition est donnée dans le chapitre 1 du présent document. Les tableaux ci-après présentent dans un premier temps les VTR correspondant aux effets cancérogènes des HAP et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHA, RIVM, Santé Canada). La plupart d'entre elles figurent dans :

- la fiche toxicologique de l'INERIS sur les HAP datant de décembre 2003
- la fiche toxicologique de l'INERIS pour le naphtalène (version 4, mars 2011)
- la fiche toxicologique de l'INERIS pour le benzo-ghi perylène (version 2.2, septembre 2011)

## D-1) Effets toxiques sans seuil

### Naphtalène (Cas n°91-20-3)

Les VTR sans seuil disponibles dans la littérature sont résumées dans le tableau suivant. Elles sont issues des bases de données internationales et reprises dans la fiche toxicologique produite par l'INERIS (version n°4 de mars 2011).

Naphtalène (Cas n°91-20-3) – effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effet critique	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Epithélium nasal	Rat et souris	ERU <sub>i</sub> = 3,4 10 <sup>-5</sup> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	OEHHA (2005)
Orale	Epithélium nasal	Rat et souris	ERU <sub>o</sub> = 0,12 (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	OEHHA (2005)

Actuellement, nous jugeons que les valeurs disponibles pour rendre compte des effets cancérogènes du naphtalène ne sont pas adaptées. Il s'agit soit de valeurs en cours de discussion au sein de l'US-EPA (donc non validées), soit de valeurs de l'OEHHA (2005) présentées ci-dessus.

### Facteur d'équivalent toxique des HAP (TEF)

La position de l'OMS dans différents ouvrages ou publications et aussi celle de l'US-EPA est de considérer que le B(a)P a valeur d'indicateur pour les HAP potentiellement cancérogènes, qui ont plus de 3 noyaux aromatiques. Différentes possibilités sont laissées à l'initiative de l'évaluateur de risque, en particulier celle de recourir à la méthode des équivalents toxiques (méthode proposée par l'OMS) que nous utiliserons dans la présente étude.

L'excès de risque unitaire (ERU) pour un composé  $n$  est donné par la relation suivante :

$$\text{ERU (composé } n) = \text{TEF (composé } n) \times \text{ERU (du BaP).}$$

Les principaux TEF existants, considérés aussi bien pour la voie orale que la voie inhalation sont présentés dans le tableau ci-dessous.

	US-EPA (1993)	Baars (2000)	Hempling et al. (1997)	WHO (1998)	Nisbet et Lagoy (1992)
Acénaphène	nr	0.01	0	nr	0.001
Acénaphthylène	nr	0.001	0.01	nr	0.001
Anthracène	nr	nc	0.01	0.28-0.32	0.01
Benzo(a)anthracène	0.1	0.1	0.1	0.014-0.0145	0.1
Benzo(a)pyrène	1	1	1	1	1
benzo(b)fluoranthène	0.1	0.1	1	0.1-0.141	0.1
benzo(k)fluoranthène	0.01	0.1	0.1	0.01-0.1	0.1
benzo(g,h,i) pérylène	nr	nc	0.01	nr	0.01
Chrysène	0.001	0.01	0.01	0.001-0.1	0.01
Dibenzo(a,h)anthracène	1	1	1	0.89-5	5
Fluoranthène	nr	0.01	0.01	0.001-0.01	0.001
Fluorène	nr	nc	0	nr	0.001
indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0.1	0.1	0.01	0.067-0.232	0.1
Naphtalène	nr	nc	0	nr	0.001
Phénanthrène	nr	0.001	0	nr	0.001
Pyrène	nr	0.001	nr	nr	0.001

La comparaison entre le tableau ci-dessus et le tableau de synthèse des classifications des HAP par rapport à leur cancérogénicité montre que pour l'anthracène, le benzo(g,h,i)pérylène, l'acénaphthylène, le fluoranthène, le fluorène, le phénanthrène, le pyrène et l'acénaphène, bien que classés 3 par le CIRC et/ou D par l'US-EPA, ou non classé, des TEF sont proposés par certains auteurs. Il en est de même pour le naphtalène dont les effets cancérigènes sont considérés comme non associés à ceux des autres HAP.

## D-2) Effets toxiques à seuil

Naphtalène (Cas n°91-20-3)						
Exposition	Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Inhalation	Syst. respiratoire	souris	300	MRL (0.7 ppb)= 4 µg/m <sup>3</sup>	ATSDR (2005)
			souris	3000	RfC = <b>3 µg/m<sup>3</sup></b>	US EPA (1998)
			souris	1000	REL = 9 µg/m <sup>3</sup>	OEHHA (2003)
	Orale	Diminution poids corporel	rat	3000	RfD = <b>0,02 mg/kg/j</b>	US EPA (1998)



## E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

### E-1) Effets toxiques sans seuil

Le choix des valeurs toxicologiques de référence a été réalisé conformément à la position de l'INERIS<sup>32</sup> qui est reprise ci-après.

Pour une exposition par voie orale à un mélange de HAPs, l'INERIS propose d'utiliser l'approche substance par substance (TEF), car malgré les inconvénients que présente cette approche, elle est standardisée et permet d'évaluer le risque induit par tous les types de mélanges. De plus, l'approche par mélanges (approche par comparaison des potentiels toxiques des mélanges analogues et utilisation du benzo[a]pyrène comme indicateur d'un mélange) a été essentiellement élaborée dans le cas d'une exposition par inhalation.

L'INERIS appuie l'avis de l'AFSSA (2003) et propose de retenir l'ERUo établi par le RIVM de 0,2 (mg/kg/j)<sup>-1</sup>. L'étude critique choisie par le RIVM est de bonne qualité et le modèle mathématique utilisé est bien adapté. La valeur plus prudente de l'US-EPA (7.2 (mg/kg/j)<sup>-1</sup>) n'est donc pas retenue.

---

<sup>32</sup> INERIS. « Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) Evaluation de la relation dose réponse pour des effets cancérigènes : Approche substance par substance : FET) et approche par mélange. » Rapport final, 18 décembre 2003.

Pour une exposition par inhalation à un mélange de HAPs, l'INERIS conseille de prendre en compte le seul Excès de Risque Unitaire (ERUi) spécifique du benzo[a]pyrène, soit l'ERUi de  $1,1 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  proposé par l'OEHHA et de lui appliquer les FET. On notera cependant que cet ERUi a été établi à partir d'étude sur les animaux et est relatif au seul cancer du poumon (à la différence de l'ERUi de l'OMS établi à partir de données humaines pour plusieurs types de cancer). Par ailleurs, la valeur de l'OMS, non retenue, correspond à la valeur guide pour l'air en Europe (Air quality guidelines for Europe, OMS, 2000).

Dans le cas où le mélange de HAPs est similaire au profil à celui de l'étude critique retenue par l'OMS, il est plus approprié de retenir, sans application des FET, la valeur de  $8,7 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  proposée par l'OMS (Le benzo[a]pyrène est alors considéré comme un indicateur d'un mélange de HAPs issu de cokeries). Cependant, ce cas est rarement rencontré en raison de la forte variabilité de la composition des mélanges en HAPs, même issus d'émissions de cokeries.

Pour certains mélanges particuliers tels les gaz d'échappement d'essence et de Diesel, les goudrons des toitures, les fumées de charbon et les fumées de bois, des potentiels cancérigènes exprimés en fonction du potentiel établi pour les émissions de fours à coke (OMS, 2000) sont à prendre en compte. Ces potentiels sont présentés dans le rapport INERIS.

### **TEF choisis et VTR associées**

L'INERIS propose d'utiliser les TEF établis par Nisbet et LaGoy en 1992 en attribuant au dibenzo[a,h]anthracène un facteur de 1 au lieu de 5. Ces TEF sont considérés comme valables aussi bien pour la voie orale que la voie inhalation.

Les valeurs toxicologiques ainsi retenues sont présentées dans le tableau suivant. Les HAP pour lesquels les valeurs sont grisées sont discutés ci-après.

	TEF retenus	ERUo (mg/kg/j)-1	ERUi ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>-1</sup>
Naphtalène	0.001	0.0002	1.10E-06
Acénaphtylène	0.001	0.0002	1.10E-06
Acénaphène	0.001	0.0002	1.10E-06
Fluorène	0.001	0.0002	1.10E-06
Phénanthrène	0.001	0.0002	1.10E-06
Anthracène	0.01	0.002	1.10E-05
Fluoranthène	0.001	0.0002	1.10E-06
Pyrène	0.001	0.0002	1.10E-06
Benzo(a)anthracène	0.1	0.02	1.10E-04
Chrysène	0.01	0.002	1.10E-05
benzo(b)fluoranthène	0.1	0.02	1.10E-04
benzo(k)fluoranthène	0.1	0.02	1.10E-04
<b>Benzo(a)pyrène</b>	<b>1</b>	<b>0.2</b>	<b>1.10E-03</b>
Dibenzo(a,h)anthracène	1	0.2	1.10E-03
benzo(g,h,i) pérylène	0.01	0.002	1.10E-05
indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0.1	0.02	1.10E-04

Pour un certain nombre de HAP (acénaphthène, acénaphthylène, fluorène, fluoranthène, phénanthrène, anthracène, pyrène et benzo(g,h,i)pérylène), malgré l'absence de preuve sur leurs effets éventuellement cancérogènes (et les classements sur leur cancérogénicité associés), la position de l'INERIS suivie par BURGEAP de prendre en compte des TEF et des valeurs toxicologiques par voie orale, inhalation ou cutanée est fortement discutable et présente des incertitudes qu'il conviendra de souligner si nécessaire dans l'évaluation du risque sanitaire.

Pour le cas particulier du naphthalène, l'application des recommandations de l'INERIS n'est pas conforme à ce que l'on sait de la cancérogénicité du naphthalène (différente de celle des autres HAP) et de son caractère non génotoxique. Cependant, en l'absence de valeur de référence validée pour cette substance, afin de ne pas sous-estimer le risque cancérogène, les ERUo et ERUi présentés dans le tableau ci-dessus sont retenus. Cette approche fortement discutable devra être discutée dans les incertitudes de l'évaluation du risque sanitaire compte tenu en particulier du caractère volatil du naphthalène par rapport aux autres HAP considérés.

On notera en particulier pour le naphthalène, que l'ERUi calculé à partir du TEF retenu par l'INERIS, de  $1,1 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$  est moins pénalisant (d'un facteur 30) que la valeur proposée par l'OEHHA sur laquelle aucune information n'est disponible.

## E-2) Effets toxiques à seuil

### Naphtalène (Cas n°91-20-3)

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques non cancérogènes du naphthalène par ingestion est celle proposée par l'US-EPA de 0.02 mg/kg/j.

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques non cancérogènes du naphthalène par inhalation est celle proposée par l'US-EPA de  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Cette valeur est du même ordre de grandeur que celle proposée par l'ATSDR en 2005. Bien que le facteur de sécurité appliqué paraisse trop élevé, elle est retenue à titre de prudence afin de prendre en compte les travaux en cours sur les effets cancérogènes du naphthalène.

## COHV – Composés organo-halogénés volatils

### 1,1,1 Trichloroéthane (CAS n°71-55-6)

#### A) Propriétés intrinsèques de la substance

Le 1,1,1 TCA (CAS n°71-55-6) est un liquide incolore plus dense que l'eau ( $d=1,33$  à  $20^{\circ}\text{C}$ ), volatil d'odeur étherée perceptible à partir d'environ 100 ppmV (INRS, 2005) soit  $550\text{ mg/m}^3$  (avec  $1\text{ppmV}= 5,5\text{ mg/m}^3$ ).

Parmi les composés des hydrocarbures, le trichloroéthane 1,1,1 est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus particulièrement parmi les COHV (composés organiques halogénés volatils). Il présente une solubilité de  $1000\text{ mg/l}$  ( $25^{\circ}\text{C}$ ), une pression de vapeur de  $8040\text{ Pa}$  ( $10^{\circ}\text{C}$ ), elle est le double à  $25^{\circ}\text{C}$ , et une constante de Henry de  $2,2\text{ kPa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$  à  $25^{\circ}\text{C}$ .

##### Voies d'exposition et absorption

Pénétrant dans l'organisme essentiellement par inhalation de vapeurs, 25 à 40 % de la quantité inhalée est absorbée.

On ne dispose pas de taux d'absorption par voie orale ou cutanée.

#### B) valeurs guides

##### Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) ne présente pas de limite de qualité des eaux pour la consommation humaine pour cette substance.

Aucune valeur limite pour les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable n'est présentée dans ce texte.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) ne propose pas de valeur guide pour les eaux potables de cette substance.

##### Valeurs guides dans l'air

En France le décret 2002-213 de février 2002 sur les objectifs de qualité de l'air ne propose pas de valeur guide pour le 1,1,1 TCA. L'OMS (Air quality Guidelines for Europe-2000, Guidelines for indoor air quality-2010) ne propose pas non plus de valeur guide pour cette substance.

##### Valeurs guides dans les sols

Dans les sols on ne dispose pas de valeur guide réglementaire.

#### C) Profil toxicologique

##### Classement

Les symboles classant le 1,1,1 TCA sont **Xn** (nocif) et **N** (dangereux pour l'environnement).

Les phrases de risque qui le caractérisent sont : **R20** (dangereux par inhalation), **R59** (dangereux pour la couche d'ozone).

##### Effets cancérigènes

L'Union Européenne n'a pas classé le 1,1,1 TCA. Le CIRC-IARC et l'US-EPA place respectivement le 1,1,1 TCA dans le **groupe 3** et en **classe D** (preuves insuffisantes pour l'homme et l'animal).

##### Effets mutagènes

L'Union Européenne n'a pas classé le 1,1,1 TCA

##### Effets reprotoxiques

L'Union Européenne n'a pas classé le 1,1,1 TCA

### Autres effets toxiques

Chez l'homme, à des doses importantes, le 1,1,1 TCA peut produire des symptômes de type nausée, vomissement et diarrhée. L'inhalation de concentrations importantes peut générer des effets sur le système nerveux ; des congestions pulmonaires peuvent également être notées, ainsi que des effets sur le foie et le rythme cardiaque.

## **D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence**

Les relations doses – réponses se traduisent par des valeurs toxicologiques de référence (VTR) dont la définition est donnée dans le chapitre 1 du présent document. Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancers.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada).

<b>1,1,1 trichloroéthane (Cas n°71-55-6) – effets toxiques à seuil</b>						
Exposition	Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Inhalation	neurologiques	Rongeurs (gerbilles)	300	REL = <b>1 mg/m<sup>3</sup></b>	OEHHA (2004)
		foie	Rats et souris	100	RfC = 5 mg/m <sup>3</sup>	US-EPA (2007)
	Ingestion	Foie et rein	rats	1000	TDI = <b>0.6 mg/kg/j</b>	OMS (2004)
		Diminution poids des organes	souris	1000	RfD = 2 mg/kg/j	US-EPA (2007)

## **E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques**

Par application du principe de prudence, compte tenu du fait que l'EPA n'a pas procédé de manière conventionnelle pour l'établissement de sa RfC (adapté pour être cohérent à la VTR subchronique et aiguë) et que les effets mentionnés sont différents de ceux de l'ATSDR et de l'OEHHA (neurologique), la VTR retenue pour les effets chroniques par inhalation du 1,1,1 trichloroéthane est de 1000 µg/m<sup>3</sup>. Il s'agit de la REL établie pour les effets neurologiques par l'OEHHA à partir d'une étude de 3 mois sur les rongeurs. Elle est plus faible que celle proposée par l'ATSDR pour des durées sub-chroniques et que la VTR de l'US EPA. Compte tenu du faible nombre d'étude, la VTR retenue est entachée de fortes incertitudes.

La VTR retenue pour les effets chroniques par ingestion du 1,1,1 trichloroéthane est la TDI de 0.6 mg/kg/j établie par l'OMS dans le document préparatoire à l'établissement des valeurs guides pour les eaux de boisson. Compte tenu des commentaires de l'US-EPA et de l'ATSDR, cette VTR est entachée de fortes incertitudes.

## Chloroforme/Trichlorométhane (CAS n°67-66-3)

### A) Propriétés intrinsèques de la substance

Le chloroforme ou trichlorométhane (TCmA, Cas n°67-66-3)) est un liquide incolore plus dense que l'eau (densité=1.48 à 20°C), incolore, d'odeur étherée, perceptible à l'odorat à des concentrations de l'ordre de 2,4 ppm, soit de l'ordre de 11,8 mg/m<sup>3</sup> (INRS, 1994), (1 ppmV = 4.9 mg/m<sup>3</sup>).

La principale utilisation du chloroforme est la fabrication du HCFC-22 (chlorodifluorométhane) destiné à la réfrigération ou à la production de chloro-fluoropolymères. On notera par ailleurs que le chloroforme se forme lors du traitement de l'eau (chloration).

Le chloroforme dans l'environnement est uniquement d'origine anthropique.

Parmi les composés des hydrocarbures, le chloroforme est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les COHV (composés organiques halogénés volatils). Il présente une solubilité de 7500 mg/l à 25°C, une pression de vapeur de 13070 Pa (10°C) et multipliée par 2 à 25°C et constante de Henry de 0.42 kPa.m<sup>3</sup>/mol (25°C). Le chloroforme est biodégradable en milieu anaérobie.

#### Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition au chloroforme est l'inhalation, puis dans une moindre mesure, l'ingestion et le contact cutané.

Les taux d'absorption sont les suivants : chez l'homme, l'absorption pulmonaire est comprise entre 60 et 80%, le reste étant éliminé à l'expiration, par voie orale l'INERIS considère qu'environ 100 % du chloroforme ingéré est absorbé et par contact cutané ce taux est compris entre 22 et 24%.

### B) valeurs guides

#### Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) présente une limite de qualité des eaux pour la consommation humaine de 100 µg/l pour la somme des trihalométhanes : chloroforme, bromoforme, dibromochlorométhane, bromodichlorométhane.

Aucune valeur limite pour les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable n'est présentée dans ce texte.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide provisoire pour les eaux potables de 300 µg/l pour le chloroforme.

#### Valeurs guides dans l'air

En France le décret 2002-213 de février 2002 sur les objectifs de qualité de l'air ne propose pas de valeur guide pour le chloroforme.

L'OMS (Air quality Guidelines for Europe-2000, Guidelines for indoor air quality-2010) ne propose pas non plus de valeur guide pour cette substance.

#### Valeurs guides dans les sols

Dans les sols on ne dispose pas de valeur guide réglementaire.

### C) Profil toxicologique

#### Classement

Les symboles classant le chloroforme sont **Xn** (nocif) et **Xi** (irritant).

Les phrases de risque<sup>33</sup> qui le représentent sont : **R40** (effets cancérigènes suspectés, preuves insuffisantes), **R38** (irritant pour la peau) et **R48/20/22** (risques d'effets graves pour la santé lors d'exposition prolongées par inhalation et ingestion).

#### Effets cancérigènes

Le chloroforme est placé par l'Union Européenne dans la catégorie **Carc.3**, il est placé dans le **groupe 2B** par le CIRC-IARC (1999), et dans la **classe B2** (cancérigène probable pour l'homme) par l'US-EPA (2001).

#### Effets Mutagènes

L'UE ne considère pas le chloroforme comme présentant des effets mutagènes.

#### Effets reprotoxiques

L'UE ne considère pas le chloroforme comme un agent reprotoxique.

#### Autres effets toxiques

Quelle que soit la voie d'exposition au chloroforme, les organes cibles majeurs sont le foie, les reins et le système nerveux central.

L'exposition prolongée, répétée au chloroforme pourrait entraîner une atteinte hépatique et rénale. L'exposition de rats à 25 ppm de chloroforme, 4 heures par jours, pendant 6 mois ne provoque cependant pas de signe de cytolysse hépatique.

Certaines études ont montré des effets sur le foie, se traduisant par une hépatite ou une jaunisse, chez des travailleurs exposés à des concentrations allant de 2 à 20 ppm durant 1 à 4 ans.

Peu de données sont disponibles concernant les effets toxiques chez l'homme liés à une ingestion chronique de chloroforme. « En se basant sur la toxicité aiguë de ce composé, il est vraisemblable que des effets gastro-intestinaux, hépatiques et rénaux se produisent. » (INERIS, 2000)

Le chloroforme est également un irritant des muqueuses, induisant des gastro-entérites accompagnées de nausées persistantes et de vomissements. Le contact cutané avec le chloroforme peut provoquer des dermatites chimiques caractérisées par des irritations, des rougeurs, des cloques et des brûlures. Le contact du produit avec les yeux induit des douleurs et une rougeur du tissu conjonctif.

## **D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence**

Les relations doses – réponses se traduisent par des valeurs toxicologiques de référence (VTR) dont la définition est donnée dans le chapitre 1 du présent document.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada). La plupart d'entre elles figurent dans la fiche toxicologique de l'INERIS : version 2-2, septembre 2011).

Chloroforme (Cas n°67-66-3) – effets toxiques sans seuil					
Exposition	Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant sur	Valeur	Source
Chronique	Inhalation	Syst. hépatique	souris	ERU <sub>i</sub> = 2,3.10 <sup>-5</sup> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	US-EPA (2001)
		Syst. hépatique et rénal	rat, souris	ERU <sub>i</sub> = 5,3.10 <sup>-6</sup> (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>-1</sup>	OEHHA (2002)
	Ingestion	Syst. hépatique et rénal	rat, souris	ERU <sub>o</sub> = 0,031 (mg/kg/j) <sup>-1</sup>	OEHHA (2002)

<sup>33</sup> La définition de ces phrases de risques est donnée dans le chapitre général méthodologique (chapitre 1)

Chloroforme (Cas n°67-66-3) effets toxiques à seuil						
Exposition	Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Inhalation	Syst. hépatique	homme	100	MRL = (0,02 ppm) <b>98 µg/m<sup>3</sup></b>	ATSDR (1998)
			rat	1000	TCA = 100 µg/m <sup>3</sup>	RIVM (2001)
		Syst. hépatique et rénal	rat	300	REL = 300 µg/m <sup>3</sup>	OEHHA (2002)
		Effets cancérigènes (prolifération cellulaire dans les tubes rénaux)	Souris mâles	100	VTR = <b>63 µg/m<sup>3</sup></b>	Afsset/Anses (2008)
	Orale	Syst. hépatique	chien	1000	MRL = 0,01 mg/kg/j	ATSDR (1998)
			chien	1000	RfD = <b>0,01 mg/kg/j</b>	US EPA (2001)

## E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La sélection des VTR repose sur les critères énoncés au chapitre 1.

Concernant les effets toxiques à seuil hors cancer du chloroforme par inhalation, nous retiendrons la valeur MRL de 98 µg/m<sup>3</sup> établie par l'ATSDR (1998, facteur de sécurité de 100) car elle est issue d'études sur l'homme. On notera cependant que cette valeur est peu différente des autres valeurs disponibles.

Concernant les effets toxiques cancérigènes par inhalation, l'AFSSET/ANSES considère "qu'une VTR à seuil fondée sur la prolifération cellulaire, effet précurseur du cancer, peut être proposée pour protéger des effets cancérigènes ». Ainsi, nous retiendrons cette VTR de 63 µg/m<sup>3</sup> pour les effets cancérigènes à seuil. Nous ne retiendrons pas de valeur d'ERU<sub>i</sub>.

Concernant les effets toxiques hors cancer du chloroforme par ingestion, nous retiendrons la valeur **RfD de 0,01 mg/kg/j** établie par l'US-EPA et l'ATSDR (1998, 2001, facteur de sécurité de 1000) à partir d'études sur le chien. On notera cependant que le facteur de sécurité élevé appliqué à cette valeur tend vraisemblablement à surestimer les effets toxiques hors cancer du chloroforme.

Pour la voie orale, l'US-EPA considère que la prise en compte de la RfD de 0,01 mg/kg/j est protectrice vis-à-vis des potentiels effets cancérigènes du chloroforme. Nous ne retiendrons donc pas de valeur d'ERU<sub>o</sub>.

## Tétrachlorure de carbone/Tétrachlorométhane (CAS n°56-23-5)

### A) Propriétés intrinsèques de la substance

Le tétrachlorure de carbone (CAS n°56-23-5) ou tétrachlorométhane est un liquide incolore plus dense que l'eau (densité=1.583 à 20°C), d'odeur éthérée, perceptible à l'odorat à des concentrations de l'ordre de 96 ppm, soit de l'ordre de 613 mg/m<sup>3</sup> (INRS, 1997), avec 1 ppmV = 6,39 mg/m<sup>3</sup>.

La principale utilisation du tétrachlorure de carbone est l'industrie, il intervient dans la fabrication des chlorofluorométhanes (CFCs) et dans les réactions de polymérisation. Compte tenu des décisions internationales concernant la protection de la couche d'ozone, la production et l'importation de tétrachlorométhane ne sont plus autorisées dans l'Union Européenne depuis janvier 1995.

Le tétrachlorure de carbone dans l'environnement est uniquement d'origine anthropique.

Parmi les composés des hydrocarbures, le tétrachlorométhane est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les COHV (composés organiques halogénés volatils). Il présente une solubilité de 786 mg/l à 25°C, une pression de vapeur de 7450 Pa (10°C) à 15 200 Pa (25°C) et constante de Henry de 2.97 kPa.m<sup>3</sup>/mol (25°C). Le tétrachlorométhane est biodégradable en milieu anaérobie.



### Voies d'exposition et absorption

Chez l'homme, l'absorption pulmonaire est de l'ordre de 40 %, par voie orale et voie cutanée les taux d'absorption ne sont pas connus (ni chez les animaux).

## **B) valeurs guides**

### Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) ne présente pas de limite de qualité des eaux pour la consommation humaine pour cette substance.

Aucune valeur limite pour les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable n'est présentée dans ce texte.

Le décret n°2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé (articles 1332, annexe 13-5) ne présente pas de valeur réglementaire pour cette substance dans les eaux de baignade.

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide pour les eaux potables de 4 µg/l pour le tétrachlorométhane.

### Valeurs guides dans l'air et les sols

Dans l'air et les sols on ne dispose pas de valeur guide.

## **C) Profil toxicologique**

### Classement

Les symboles classant le tétrachlorométhane sont **T** (toxique) et **N** (dangereux pour l'environnement).

Les phrases de risque qui le représentent sont : **R23/24/25** (toxique par contact avec la peau, inhalation et ingestion), **R40** (effets cancérigènes suspectés, preuves insuffisantes), **R51/53** (peut causer des effets irréversibles sur l'environnement aquatique) et **R59** (dangereux pour la couche d'ozone).

### Effets cancérigènes

Le CIRC-IARC place le tétrachlorométhane dans le **groupe 2B** : cancérigène possible pour l'homme, l'US-EPA le place dans la **classe B2** : probablement cancérigène pour l'homme. L'UE place cette substance en **catégorie 3** (substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérigènes possibles).

### Effets mutagènes

La substance a été examinée par l'union européenne mais n'a pas été classée mutagène (JOCE, 2004).

### Effets reprotoxiques

La substance a été examinée par l'union européenne mais n'a pas été classée reprotoxique (JOCE, 2004).

### Autres effets toxiques

Une étude de mortalité réalisée dans une industrie de fabrication de métaux a mis en évidence une légère augmentation de la mortalité par cirrhose hépatique chez des salariés potentiellement exposés au tétrachlorure de carbone (Teta et Ott, 1988). Cependant dans cette étude les niveaux d'exposition au tétrachlorure de carbone et aux autres solvants ne sont pas connus ni les habitudes en terme de consommation d'alcool.

Une autre étude épidémiologique a été menée chez des salariés de 3 usines. Les niveaux d'exposition étaient estimés inférieurs ou égaux à 1 ppm (6,4 mg/m<sup>3</sup>), compris entre 1 et 4 ppm (6,4 et 25,6 mg/m<sup>3</sup>) et supérieurs à 4 ppm (25,6 mg/m<sup>3</sup>) (Tomenson et al., 1995). L'analyse de différents paramètres biochimiques et hématologiques n'a pas révélé de différences entre le groupe témoin et le groupe exposé à la plus faible dose. En revanche, une augmentation significative de l'alanine aminotransférase (ALAT) et de la gammaglutamyl transférase est rapportée pour l'ensemble des groupes exposés au tétrachlorure de carbone.

## D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les relations doses – réponses se traduisent par des valeurs toxicologiques de référence (VTR) dont la définition est donnée dans le chapitre 1 du présent document. Les tableaux ci-après présentent les VTR correspondant aux effets sans seuil dans un premier temps et les VTR correspondant aux effets toxiques à seuil dans un second temps.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada). La plupart d'entre elles figurent dans la fiche toxicologique de l'INERIS : version 2-1, juin 2005).

Tétrachlorométhane (Cas n°56-23-5) – effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effet critique	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Tumeurs hépatiques	Divers animaux	ERU <sub>i</sub> = $6.10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	US-EPA (2010)
	phéochromocytome	souris	ERU <sub>i</sub> = $4,2.10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2002)
Ingestion	Tumeurs hépatiques	Divers animaux	ERU <sub>o</sub> = <b><math>7.10^{-2} (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}</math></b>	US-EPA (2010)

Tétrachlorométhane (Cas n°56-23-5) – effets toxiques à seuil						
Exposition	Voie d'exposition	Effet ou Organe critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Inhalation	hépatiques	rats	30	MRL (0.03 ppm)= <b><math>190 \mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	ATSDR (2005)
		hépatiques et rein	rats	100	TCA = $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$	RIVM (2001)
		hépatiques	cobaye	300	REL = $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$	OEHHA (2003)
		hépatiques	rat	100	RfC = $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$	US EPA (2010)
		Effets cancérigènes hépatiques	Rats et souris	300	VTR = <b><math>38 \mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	ANSES (2008)
	Orale	hépatiques	rat	500	DJT = $1,4.10^{-3} \text{mg}/\text{kg}/\text{j}$	OMS (2004)
		hépatiques	rat	1000	RfD = <b><math>4.10^{-3} \text{mg}/\text{kg}/\text{j}</math></b>	US-EPA (2010)
		hépatiques	rat	300	TDI = $4.10^{-3} \text{mg}/\text{kg}/\text{j}$	RIVM (2001)

## E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La sélection des VTR repose sur les critères énoncés au chapitre 1.

Concernant les effets cancérigènes par ingestion du tétrachlorométhane, nous retiendrons l'ERU<sub>o</sub> défini par l'US-EPA (seule valeur disponible) en 2010 de  $0,07 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$  pour les effets sur le système hépatique.

Concernant les effets toxiques cancérigènes par inhalation, l'ANSES considère "qu'une VTR à seuil fondée sur des effets hépatotoxiques précurseurs du cancer, peut être proposée pour protéger des effets cancérigènes ». Ainsi, nous retiendrons cette VTR de  $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les effets cancérigènes à seuil. Nous ne retiendrons pas de valeur d'ERU<sub>i</sub>.

La VTR retenue pour les risques chroniques non cancérigènes par inhalation du tétrachlorométhane est la RfC de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (2010, US-EPA). Cette valeur a été préférée à celles de l'ATSDR, du RIVM et de l'OEHHA car elle porte sur une durée d'exposition plus longue et est plus récente. La VTR retenue est la plus sécuritaire.

La VTR retenue pour les risques chroniques non cancérigènes par ingestion du tétrachlorométhane est la RfD de  $4.10^{-3} \text{mg}/\text{kg}/\text{j}$  définie par l'US-EPA (2010, facteur de sécurité de 1000), compte tenu du manque de transparence dans le choix du facteur de sécurité de 500 par l'OMS.

# Annexe 11

## Paramètres de calculs de l'ARR

Cette annexe contient 4 pages

## Inhalation de vapeurs dans l'air intérieur Bâtiment de plain-pied ou cave sur dallage

### Choix de l'outil de modélisation

La modélisation des transferts de l'air des sols vers l'air intérieur est associée au développement d'outils relativement récents (début des années 90). Ces outils sont très peu nombreux, les principaux utilisés en France qui intègrent et le transport diffusif et le transport convectif sont VOLASOIL<sup>34</sup> (Waitz et al, 1996) et le modèle dit de « Johnson and Ettinger »<sup>35</sup> (Johnson and Ettinger, 1991). D'autres outils plus simplifiés comme HESP® ne sont plus utilisés car ils ne considèrent que le flux diffusif à travers le dallage et peuvent donc dans certaines configurations sous-estimer le transfert.

### Description du modèle utilisé

La modélisation des expositions aux vapeurs est conduite sur la base des équations de Johnson & Ettinger (1991), dont la description est donnée ci-dessous. Les équations présentées dans la norme ASTM E 1739-95 et dans le logiciel intégré RISC v 4.0 (octobre 2001, Distribué par Waterloo hydrogeologic, développé par Lynn R.Spence et BP oil International) ont été réécrites par nos soins sous excel, les phénomènes considérés sont synthétisés ci-après.

La diffusion (équations de Millington and Quirck et équation de Fick) entraîne les polluants à travers le sol jusqu'à la zone d'influence du bâtiment où le phénomène convectif intervient. Le mouvement convectif, dû à une différence de pression entre l'air du sol et l'air intérieur des bâtiments (occasionnée par la combinaison du vent, du chauffage et des mécanismes de ventilation), transporte les vapeurs par les fissures des fondations et de la dalle béton.

La concentration dans l'air intérieur en régime permanent (source infinie) est calculée à partir de la concentration dans l'air des sols à la source comme suit:

$$C_{\text{int}} = \alpha \cdot C_{\text{vs}} \quad (1)$$

avec

$$\alpha = \frac{\left[ \frac{D_{\text{eff}} \times A_B}{Q_B \times L_T} \right] \times \left[ \exp\left( \frac{Q_{\text{sol}} \times L_{\text{crack}}}{D_{\text{crack}} \times A_{\text{crack}}} \right) \right]}{\left[ \exp\left( \frac{Q_{\text{sol}} \times L_{\text{crack}}}{D_{\text{crack}} \times A_{\text{crack}}} \right) + \left[ \frac{D_{\text{eff}} \times A_B}{Q_B \times L_T} \right] + \left[ \frac{D_{\text{eff}} \times A_B}{Q_{\text{sol}} \times L_T} \right] \times \left[ \exp\left( \frac{Q_{\text{sol}} \times L_{\text{ceack}}}{D_{\text{crack}} \times A_{\text{crack}}} \right) - 1 \right] \right]} \quad (2)$$

$D_{\text{eff}}$  : coefficient de diffusion effectif (cm<sup>2</sup>/s) calculé à partir de la porosité et de la teneur en eau des différents horizons de sols entre la source de pollution et le dallage par application des équations de Millington et Quirck détaillées ci-après

$C_{\text{vs}}$  : concentration de vapeur dans la source (g/cm<sup>3</sup>)

$Q_{\text{sol}}$  : débit de gaz en provenance du sol dans le bâtiment (cm<sup>3</sup>/s), calculé à partir de la différence de pression et de la perméabilité des sols sous dallage

$D_{\text{crack}}$  : coefficient de diffusion effectif dans les fondations (cm<sup>2</sup>/s), calculé à partir de la porosité et de la teneur en eau des sols sous dallage par application des équations de Millington et Quirck détaillées ci-après

$A_{\text{crack}}$  : surface de fissures à travers lesquelles les vapeurs rentrent dans le bâtiment (cm<sup>2</sup>), correspondant au produit entre le taux de fissuration et la surface du dallage

$L_{\text{crack}}$  : épaisseur de la dalle (cm)

$A_B$  : surface des bâtiments (cm<sup>2</sup>)

$L_T$  : distance de la source au dallage (cm)

$Q_b$  : Débit de renouvellement d'air du bâtiment (m<sup>3</sup>/s), calculé à partir du nombre d'échanges d'air par jour et du volume du bâtiment

<sup>34</sup> Waitz *et al.*, 1996. The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds. M.F.W. Waitz; J.I. Freijer; F.A. Swartjes. May 1996. RIVM. Report n° 7581001.

<sup>35</sup> Johnson PC and Ettinger RA, 1991. Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings. Env. Sci. Technol. 25, p 1445-1452

Le débit  $Q_{sol}$  est calculé à partir de l'équation suivante :

$$Q_{sol} = \frac{2 \times \pi \times (\Delta P) \times k_v \times X_{crack}}{\mu \ln[2 \times Z_{crack} / r_{crack}]} \quad (3)$$

avec  $\Delta P$  : gradient de pression entre le bâtiment et l'extérieur ( $g/cm^2 \cdot s^2$ )

$k_v$  : perméabilité intrinsèque des sols ( $cm^2$ )

$\mu$  : viscosité des vapeurs ( $g/cm \cdot s$ )

$X_{crack}$  : longueur du cylindre représentant la fissure, correspondant au périmètre du bâtiment considéré

$r_{crack}$  : rayon équivalent de la fissure, calculé par le rapport entre (fraction des fissures dans le dallage x surface du dallage) et le périmètre du bâtiment considéré

$Z_{crack}$  : profondeur des fissures sous le sol, correspondant à l'épaisseur du dallage considéré

$\pi$  : 3.14159

Le terme en exponentiel dans l'équation (2) suivant :

$$\left( \frac{Q_{sol} \times L_{crack}}{D_{crack} \times A_{crack}} \right)$$

représente le nombre de Péclet Equivalent pour le transport à travers les fondations du dallage, quand ce terme tend vers l'infini, la résolution de l'équation (2) approche :

$$\alpha = \frac{\left[ \frac{D_{eff} \times A_B}{Q_B \times L_T} \right]}{\left[ \left[ \frac{D_{eff} \times A_B}{Q_{sol} \times L_T} \right] + 1 \right]}$$

### Calcul des coefficients de diffusion

Le coefficient de diffusion réel (appelé diffusion effective,  $D_{sa}$  dans l'air et  $D_w$  dans l'eau) est calculé par la solution analytique développée par Millington and Quirk (1981) à partir de la porosité des sols, de la teneur en air et en eau et des coefficients de diffusion de la substance dans l'air et dans l'eau.

$$D_{sa} = D_{air} \times \theta_{air} \times \tau_{air}^{-1} \quad (1)$$

$$D_w = (D_{eau} / H) \times \theta_{eau} \times \tau_{eau}^{-1} \quad (2)$$

Le coefficient de diffusion dans le milieu poreux est ensuite défini comme la somme des deux termes précédents.

le coefficient de tortuosité ( $\tau^{-1}$ ) est défini de la manière suivante : dans l'air du sol :  $\tau_{air}^{-1} = \theta_{air}^{7/3} / \theta^2$  et dans la phase aqueuse du sol :  $\tau_{eau}^{-1} = \theta_{eau}^{7/3} / \theta^2$ , avec :

H : constante de Henry adimensionnelle,

$\theta$  porosité totale,

$\theta_{eau}$  teneur en eau du sol,

$\theta_{air}$  teneur en gaz du sol.

La concentration dans l'air du sol est calculée correspond à la valeur minimale issue des équations suivantes :

$$C_{vs} = (C_t \times \rho_b \times K_H) / (\theta_a \times K_H + \theta_w + \rho_b \times F_{oc} \times K_{oc})$$

*Equation utilisée quand  $C_w <$  Solubilité effective concentration ds l'eau à l'équilibre*

Avec  $C_t$  : concentration en polluant dans le sol ( $mg/kg$ )

$\rho_b$  : densité du sol ( $g/cm^3$ )

$F_{oc}$  : fraction de carbone organique dans le sol ( $g\ co/g\ sol$ )

$K_{oc}$  : coefficient de partition du carbone organique ( $mg/l/g$ )

$K_H$  : constante de Henry ( $(mg/l)/(mg/l)$ )

$\theta_a$  : teneur en air dans les sols ( $cm^3\ d'air / cm^3\ de\ sol$ )

$\theta_w$  : teneur en eau dans les sols ( $cm^3\ d'eau / cm^3\ de\ sol$ )

$$C_{wi} = X \cdot S \text{ et } C_{\text{eaudusol}} = \frac{C_{\text{airdusol}}}{H}$$

*Equation utilisée en présence de phase résiduelle dans les sols ( $C_w > \text{Solubilité}$ )*

Avec  $C_{wi}$  : concentration de la substance i dans l'eau du sol (mg/l),  
H : constante de Henry (-)  
X : fraction molaire de la substance i dans le mélange (-)  
S : solubilité de la substance i (mg/l)

## Inhalation de vapeurs dans l'air extérieur

Dans l'air extérieur, la modélisation des expositions est conduite sur la base des équations de Millington and Quirck et de l'équation de Fick. La dilution par le vent est ensuite calculée dans une boîte de taille fixée. Comme pour l'air intérieur, la source de pollution est considérée comme infinie.

Le calcul des concentrations diluées par le vent est effectué à l'aide de l'équation générique utilisée dans le logiciel RISC (modèle boîte) :

$$C_{i,air-ext} = \frac{F}{v} \cdot \frac{L}{H}$$

avec  $C_{i,air-ext}$  : concentration moyenne dans l'air extérieur ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) à la hauteur de l'organe respiratoire (H)

F : flux de polluant à l'interface sol/air extérieur ( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$ )

L : longueur de la zone de mélange (correspondant à la longueur de la zone polluée) (en m)

v : vitesse moyenne du vent (m/s).

H : hauteur de la zone de mélange (m) correspondant à la hauteur de l'organe respiratoire de la cible

Le flux vers l'air extérieur est calculé à partir de l'équation de FICK (flux diffusif seul) suivante :

$$\phi(\text{g} / \text{m}^2 - \text{j}) = D_{eff} * \frac{\partial C}{\partial z}$$

où :

-  $dC/dz$  : gradient de concentration ( $\text{g}/\text{m}^3\text{-m}$ ) entre la concentration à la source (la concentration dans les gaz à l'équilibre avec les sols pollués ou les eaux de la nappe polluée).

- le coefficient de diffusion effectif ( $D_{eff}$  en  $\text{m}^2/\text{j}$ ) dans le sol prend en considération à la fois la diffusion dans la phase aqueuse et dans la phase gazeuse<sup>36</sup> est donné ci-après.

Le coefficient de diffusion réel (appelé diffusion effective,  $D_{sa}$  dans l'air et  $D_w$  dans l'eau) est calculé par la solution analytique développée par Millington and Quirck (1981) à partir de la porosité des sols, de la teneur en air et en eau et des coefficients de diffusion de la substance dans l'air et dans l'eau.

$$D_{sa} = D_{air} \times \theta_{air} \times \tau_{air}^{-1} \quad (1)$$

$$D_w = (D_{eau} / H) \times \theta_{eau} \times \tau_{eau}^{-1} \quad (2)$$

Le coefficient de diffusion dans le milieu poreux est ensuite défini comme la somme des deux termes précédents. Le coefficient de tortuosité ( $\tau^{-1}$ ) est défini de la manière suivante :

dans l'air du sol :  $\tau_{air}^{-1} = \theta_{air}^{7/3} / \theta^2$  et dans la phase aqueuse du sol :  $\tau_{eau}^{-1} = \theta_{eau}^{7/3} / \theta^2$ , avec :

H constante de Henry adimensionnelle,

$\theta$  porosité totale,

$\theta_{eau}$  teneur en eau du sol,

$\theta_{air}$  teneur en gaz du sol.

<sup>36</sup> Dans la notice d'utilisation de VOLASOII, il est souligné qu' zone non saturée, le coefficient de diffusion dans la phase gazeuse est approximativement  $10^4$  fois plus grand que le coefficient de diffusion dans la phase aqueuse (Glotfely & Schomburg,1991).

# **Annexe 12**

## **Détail des calculs des concentrations, des doses (DJE) et des risques (QD et ERI)**

Cette annexe contient 12 pages



	Unités	Adulte 1
P= Poids corporel	Kg	60
T= Durée d'exposition	an	42
F1= Intérieur= fréquence d'exposition en intérieur	Jour/an	7
F2= Intérieur= nombre d'exposition par jour	heure/jour	70
T= nombre de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (sans seuil)	an	42
T= nombre de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (à seuil)	an	42
Choix du niveau principal pour l'affichage des concentrations et des risques détaillés (0= niveau de plus bas ou 1 = niveau le plus haut)	metre 0 ou 1	0

\* : le calcul du flux de vapeur vers l'air intérieur est réalisé par ailleurs.  
Les hypothèses et paramètres retenus sont détaillés par ailleurs.

Substance	Unités	Concentration moyenne de VAPEUR inhalée (pour l'étage principal)	
		Adulte 1	Effets toxiques sans seuil
<b>COMPOSES ORGANO-HALOGENES VOLATILS</b>		<b>Adulte 1</b>	<b>Adulte 1</b>
1,1,1 trichloroéthane	mg/m <sup>3</sup>	9,01E-06	5,40E-06
tétrachlorure de carbone (tétrachlorométhane) effet non cancérogène	mg/m <sup>3</sup>	2,45E-06	1,47E-06
tétrachlorure de carbone (tétrachlorométhane) effet cancérogène	mg/m <sup>3</sup>	2,45E-06	
TCnA (trichlorométhane ou chloroforme) effet non cancérogène	mg/m <sup>3</sup>	1,62E-05	9,70E-06
TCnA (trichlorométhane ou chloroforme) effet cancérogène	mg/m <sup>3</sup>	1,62E-05	
<b>COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES</b>			
benzène	mg/m <sup>3</sup>	8,13E-06	4,88E-06
toluène	mg/m <sup>3</sup>	1,16E-05	1,16E-05
éthylbenzène	mg/m <sup>3</sup>	4,75E-06	2,85E-06
xylènes	mg/m <sup>3</sup>	1,77E-05	1,06E-05
<b>HYDROCARBURES SUIVANT LES TPH</b>			
Aliphatic nC>6-nC8	mg/m <sup>3</sup>	1,59E-04	9,53E-05
Aliphatic nC>8-nC10	mg/m <sup>3</sup>	8,12E-05	4,87E-05
Aliphatic nC>10-nC12	mg/m <sup>3</sup>	3,26E-04	1,96E-04
Aromatic nC>8-nC10	mg/m <sup>3</sup>	7,57E-05	4,54E-05
<b>SUBSTANCES ORGANO-SOLUBLES</b>			
phénol	mg/m <sup>3</sup>	2,33E-06	1,40E-06

Substances	Conc° dans l'air dans le niveau le plus bas (mg/m <sup>3</sup> )
<b>COMPOSES ORGANO-HALOGENES VOLATILS</b>	
1,1,1 trichloroéthane	1,61E-03
tétrachlorure de carbone (tétrachlorométhane) effet non cancérogène	4,38E-04
tétrachlorure de carbone (tétrachlorométhane) effet cancérogène	4,38E-04
TCnA (trichlorométhane ou chloroforme) effet non cancérogène	2,89E-03
TCnA (trichlorométhane ou chloroforme) effet cancérogène	2,89E-03
<b>COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES</b>	
benzène	1,45E-03
toluène	3,45E-03
éthylbenzène	8,49E-04
xylènes	3,16E-03
<b>HYDROCARBURES SUIVANT LES TPH</b>	
Aliphatic nC>6-nC8	2,84E-02
Aliphatic nC>8-nC10	1,45E-02
Aliphatic nC>10-nC12	5,83E-02
Aromatic nC>8-nC10	1,35E-02
<b>SUBSTANCES ORGANO-SOLUBLES</b>	
phénol	4,17E-04

Substance	Quotient de danger ou Exces de risque individuel (pour l'étage principal)	
	Adulte 1	Exces de risques individuel (ERT)
<b>COMPOSES ORGANO-HALOGENES VOLATILS</b>		
1,1,1 trichloroéthane	9,0E-06	0,0E+00
tétrachlorure de carbone (tétrachlorométhane) effet non cancérogène	2,5E-05	0,0E+00
tétrachlorure de carbone (tétrachlorométhane) effet cancérogène	6,4E-05	
TCnA (trichlorométhane ou chloroforme) effet non cancérogène	1,6E-04	0,0E+00
TCnA (trichlorométhane ou chloroforme) effet cancérogène	2,6E-04	
<b>COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES</b>		
benzène	8,1E-04	3,8E-08
toluène	6,4E-06	0,0E+00
éthylbenzène	1,8E-05	0,0E+00
xylènes	1,8E-04	0,0E+00
<b>HYDROCARBURES SUIVANT LES TPH</b>		
Aliphatic nC>6-nC8	2,3E-04	0,0E+00
Aliphatic nC>8-nC10	8,1E-05	0,0E+00
Aliphatic nC>10-nC12	3,3E-04	0,0E+00
Aromatic nC>8-nC10	3,8E-04	0,0E+00
<b>SUBSTANCES ORGANO-SOLUBLES</b>		
phénol	1,2E-05	0,0E+00

Somme des QD & ERI	
INHALATION VAPEURS EN INTERIEUR, niveau principal choisi	2,2E-03
Somme des QD & ERI en intérieur	2,2E-03

QD effets cancérogènes - niveau principal choisi	
	3,2E-04

P= Poids corporel	Unités	Adulte 1
Densité de l'air	kg	60
F= Fréquence d'exposition	an	3
F <sub>ext</sub> = Fréquence d'exposition extérieure	jour/an	210
EZ= Ex= fréquence d'exposition en extérieur - avec défilage	heure/jour	7,5
Tm= période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (sans seuil)	an	70
Tm= période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (à seuil)	an	42
W= Vitesse moyenne du vent	m	2,0
L= longueur de la voie, dans la direction principale du vent	m	20
Vitesse moyenne du vent	m/s	1,73800

\* : le calcul du flux de vapeur vers l'air intérieur est réalisé par ailleurs.  
Les hypothèses et paramètres retenues sont détaillés par ailleurs.

Quotient de danger ou Exces de risque individuel		
Substance	Quotient de danger (QD) Adulte 1	Exces de risques individuel (ERI) Adulte 1
<b>COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES</b>		
benzène	1,5E-03	7,2E-08
toluène	9,8E-06	0,0E+00
éthylbenzène	3,1E-05	0,0E+00
xylènes	2,6E-04	0,0E+00
<b>HYDROCARBURES SUIVANT LES TPH</b>		
Aliphatique C12-16(C12)	6,9E-04	0,0E+00
Aliphatique C12-16(C12)	4,2E-04	0,0E+00
<b>Somme des QD &amp; ERI</b>	<b>3,0E-03</b>	<b>7,2E-08</b>
<b>INHALATION VAPEURS EN EXTERIEUR avec défilage</b>		

Concentration moyenne de VAPEUR inhalée en air extérieur		
Substances	Unités	Effets toxiques à seuil Adulte 1
<b>COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES</b>		
benzène	1,54E-05	9,25E-06
toluène	2,95E-05	1,77E-05
éthylbenzène	7,95E-06	4,77E-06
xylènes	2,59E-05	1,55E-05
<b>HYDROCARBURES SUIVANT LES TPH</b>		
Aliphatique C12-16(C12)	6,91E-04	4,14E-04
Aliphatique C12-16(C12)	4,21E-04	2,29E-04

Flux de vapeurs vers l'air extérieur (mg/m²/j)		Conc° dans l'air extérieur (mg/m³) pour info	
		Adulte 1	
0,00E+00		1,23E-03	
0,00E+00		2,35E-03	
0,00E+00		6,33E-04	
0,00E+00		2,06E-03	
0,00E+00		0,0550	
0,00E+00		0,0391	

Substances	
<b>COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES</b>	
benzène	
toluène	
éthylbenzène	
xylènes	
<b>HYDROCARBURES SUIVANT LES TPH</b>	
Aliphatique C12-16(C12)	
Aliphatique C12-16(C12)	





	Unités	Adulte 1	Enfant 1
P= Poids corporel			
F <sub>1</sub> = Flux sur fréquence d'exposition en intérieur	an	40	6
F <sub>2</sub> = Flux sur fréquence d'exposition en extérieur	an	350	35
F <sub>3</sub> = Flux sur fréquence d'exposition en intérieur - niveau supérieur	an	23,4	2,4
F <sub>4</sub> = Flux sur fréquence d'exposition en intérieur - niveau supérieur	an	40	70
F <sub>5</sub> = Flux sur fréquence d'exposition en extérieur	m	2,3	2,5
F <sub>6</sub> = Flux sur fréquence d'exposition en intérieur	m	1,2	1,2
F <sub>7</sub> = Flux sur fréquence d'exposition en extérieur	m	1,2	1,2
<b>COEF. DE CORRECTION POUR L'ARTICULATION DES CONCENTRATIONS EN GAZ LIQUIDES (niveau 0,00, 1)</b>		<b>0</b>	<b>0</b>

\* : le calcul du flux de vapeur vers l'air intérieur est réalisé par ailleurs.

Flux de vapeurs vers l'air intérieur* (ng/m <sup>3</sup> /j)	Conc° dans l'air dans le niveau le plus bas (ng/m <sup>3</sup> )	Conc° dans l'air dans le niveau le plus haut (ng/m <sup>3</sup> )
7,03E-04	2,34E-06	2,34E-06
1,51E-04	5,16E-07	5,16E-07
4,02E-04	1,34E-04	1,34E-04
6,74E-04	2,25E-06	2,25E-06
1,78E-03	5,95E-06	5,95E-06
8,69E-02	2,69E-03	2,90E-04

Substances	Unités	Adulte 1	Enfant 1
<b>HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES</b>			
Naphthalène	ng/m <sup>3</sup>	1,78E-07	1,91E-08
<b>COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES</b>			
Benzène	ng/m <sup>3</sup>	3,09E-08	3,37E-08
Toluène	ng/m <sup>3</sup>	1,01E-08	1,11E-08
o-xylène	ng/m <sup>3</sup>	1,69E-07	1,82E-08
m-xylène	ng/m <sup>3</sup>	4,08E-07	4,41E-07
p-xylène	ng/m <sup>3</sup>	2,18E-05	2,36E-05
<b>COMPOSES AROMATIQUES SUBSTITUES SUIVANT LES TPI</b>			
Hydroc. Cl-Br-Cl-U	ng/m <sup>3</sup>	2,18E-05	2,36E-05

Concentration moyenne de VAPEUR inhalées (pour l'étage principal)			
Substance	Unités	Adulte 1	Enfant 1
<b>HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES</b>			
Naphthalène	ng/m <sup>3</sup>	1,78E-07	1,91E-08
<b>COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES</b>			
Benzène	ng/m <sup>3</sup>	3,09E-08	3,37E-08
Toluène	ng/m <sup>3</sup>	1,01E-08	1,11E-08
o-xylène	ng/m <sup>3</sup>	1,69E-07	1,82E-08
m-xylène	ng/m <sup>3</sup>	4,08E-07	4,41E-07
p-xylène	ng/m <sup>3</sup>	2,18E-05	2,36E-05
<b>COMPOSES AROMATIQUES SUBSTITUES SUIVANT LES TPI</b>			
Hydroc. Cl-Br-Cl-U	ng/m <sup>3</sup>	2,18E-05	2,36E-05

Effets toxiques sans seuil

Quotient de danger ou Exces de risque individuel (pour l'étage principal)			
Substance	Adulte 1	Enfant 1	Enfant 1
<b>HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES</b>			
Naphthalène	5,9E-05	5,9E-05	1,1E-10
<b>COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES</b>			
Benzène	3,5E-05	3,5E-05	1,7E-10
Toluène	3,4E-06	3,4E-06	0,6E-11
o-xylène	6,5E-07	6,5E-07	0,6E-09
m-xylène	4,5E-06	4,5E-06	0,6E-09
p-xylène	1,1E-04	1,1E-04	0,6E-09
<b>COMPOSES AROMATIQUES SUBSTITUES SUIVANT LES TPI</b>			
Hydroc. Cl-Br-Cl-U	1,1E-04	1,1E-04	0,6E-09
<b>EXCES DE RISQUE INDIVIDUEL</b>			
<b>INHALATION VAPEURS EN INTERIEUR, niveau principal chéu</b>	<b>1,8E-04</b>	<b>1,8E-04</b>	<b>2,8E-10</b>
<b>INHALATION VAPEURS EN INTERIEUR, niveau secondaire</b>	<b>2,1E-03</b>	<b>2,1E-03</b>	<b>3,6E-10</b>
<b>Somme des QDI &amp; ERI en intérieur</b>			
	<b>2,3E-03</b>	<b>2,3E-03</b>	<b>3,6E-10</b>

Exces de risques individuel (ERI)

	UNITE	Adulte 1	Enfant 1
Poids corporel	kg	70	15
1-Durée d'exposition	an	40	6
1-Fréquence d'exposition	jours/semaine	0,4	0,7
1-Volue = fréquence d'exposition en extérieur sans dallage	jours/jour	0,4	0,7
1-Imperméabilité du temps sur laquelle l'exposition est moyennée (sans seuil)	an	70	70
1-Imperméabilité du temps sur laquelle l'exposition est moyennée (à seuil)	an	70	70
1-Niveau de résorption de la cave	m	1,5	1
1-Longueur de la boîte, dans la direction principale de vent	m	20	20
1-Vitesse du vent	m/s	1,2500	1,2500

\* 1- Le calcul du flux de vapeurs vers l'extérieur est réalisé par ailleurs.  
Les hypothèses et paramètres retenues sont détaillés par ailleurs.

Substances	Flux de vapeurs vers l'air extérieur (mg/m <sup>2</sup> /j)		Conc° dans l'air extérieur (mg/m <sup>3</sup> ) pour 1h	
	Adulte 1	Enfant 1	Adulte 1	Enfant 1
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES	2,14E-01	1,65E-05		
COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES	6,27E-02	5,38E-05		
benzène	2,69E-01	2,06E-05		
styrène	7,70E-01	5,94E-05		
HYDROCARBURES SUUVANT LES TPH	4,40E+01	3,45E-03		

Substances	Adulte 1	Enfant 1
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES	2,48E-07	3,72E-07
COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES	5,11E-08	1,29E-07
benzène	2,12E-07	4,53E-07
styrène	3,02E-07	1,72E-07
HYDROCARBURES SUUVANT LES TPH	8,95E-07	1,36E-05
Formule: C12H10	3,19E-06	7,78E-05

Substance	Concentration moyenne de VAPEUR inhalée en air extérieur		Effets toxiques à seuil		Effets toxiques sans seuil	
	Adulte 1	Enfant 1	Adulte 1	Enfant 1	Adulte 1	Enfant 1
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES	1,42E-07	1,42E-07	1,42E-07	1,42E-07	1,42E-06	3,19E-06
COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES	3,26E-07	3,26E-07	3,26E-07	3,26E-07	3,26E-06	1,61E-06
benzène	1,32E-07	1,32E-07	1,32E-07	1,32E-07	1,32E-06	3,88E-06
styrène	1,93E-07	1,93E-07	1,93E-07	1,93E-07	1,93E-06	3,88E-06
HYDROCARBURES SUUVANT LES TPH	5,11E-07	5,11E-07	5,11E-07	5,11E-07	5,11E-06	1,15E-07
Formule: C12H10	3,19E-06	7,78E-05	3,19E-05	2,97E-05	6,68E-06	

Substance	Quotient de danger ou Exces de risque individuel		Exces de risques individuel (ERL)	
	Adulte 1	Enfant 1	Adulte 1	Enfant 1
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES	8,3E-05	1,2E-04	1,6E-10	3,9E-11
COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES	8,1E-05	1,2E-05	3,6E-10	8,1E-11
benzène	1,2E-05	1,2E-06	0,6E-10	0,6E-10
styrène	1,2E-05	1,2E-05	0,6E-10	0,6E-10
HYDROCARBURES SUUVANT LES TPH	8,9E-05	1,3E-05	0,6E-10	0,6E-10
Formule: C12H10	2,6E-04	3,9E-04	0,6E-10	0,6E-10
<b>Somme des QD &amp; ER</b>	<b>3,7E-04</b>	<b>5,9E-04</b>	<b>5,2E-10</b>	<b>1,2E-10</b>
<b>INHALATION VAPEURS EN EXTERIEUR sans dallage</b>				







	Unités	Adulte 1	Enfant 1
P= Poids corporel	kg	40	12
T= Durée d'exposition	an	40	6
F1= Flux de vapeur vers l'intérieur	kg/jour	3,70	3,9
F2= Niveau dans le plus bas	mg/m <sup>3</sup>	70	70
F3= Niveau dans le plus haut	mg/m <sup>3</sup>	70	70
F4= Indicateur de temps de la durée d'exposition est exponentielle (sans seuil)	an	40	6
F5= Indicateur de temps de la durée d'exposition est linéaire (à seuil)	an	40	6
F6= Taux de ventilation (centrique pour toutes choses)	l/h	12	12
F7= Taux de ventilation (centrique pour toutes choses)	l/h	12	12
Q= Flux de vapeur vers l'intérieur	kg/jour	0,043	0
Q= Flux de vapeur vers l'intérieur	kg/jour	0,043	0

0,043 kg/jour est le flux de vapeur vers l'intérieur sans cave.

Concentration moyenne de VAPEUR inhalées (pour l'étage principal)

Substance	Unités	Adulte 1	Enfant 1
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES	mg/m <sup>3</sup>	2,94E-05	2,94E-05
COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES	mg/m <sup>3</sup>	6,24E-06	6,24E-06
benzène	mg/m <sup>3</sup>	1,63E-03	1,63E-03
toluène	mg/m <sup>3</sup>	7,21E-05	7,21E-05
styrène	mg/m <sup>3</sup>	3,92E-03	3,92E-03
HYDROCARBURES SUUVANT LES TPH	mg/m <sup>3</sup>	3,92E-03	3,92E-03
Formule: C12H14Cl2	mg/m <sup>3</sup>	3,92E-03	3,92E-03

Quotient de danger ou Exces de risque individuel (pour l'étage principal)

Substance	Quotient de danger (QD)	Adulte 1	Enfant 1	Exces de risques individuel (ERI)
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES		5,9E-03	9,9E-03	1,9E-08
COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES		6,2E-04	6,2E-04	2,9E-08
benzène		5,4E-04	5,4E-04	0,0E+00
toluène		2,1E-04	2,1E-04	0,0E+00
styrène		1,8E-04	1,8E-04	0,0E+00
HYDROCARBURES SUUVANT LES TPH		1,8E-04	1,8E-04	0,0E+00
Formule: C12H14Cl2		1,8E-04	1,8E-04	0,0E+00
Somme des QD & ERI		2,9E-02	2,9E-02	4,6E-08
INHALATION VAPEURS EN INTERIEUR, niveau principal chéie		2,9E-02	2,9E-02	4,6E-08
Somme des QD & ERI en intérieur		2,9E-02	2,9E-02	4,6E-08

Flux de vapeurs vers l'air intérieur\*

Substances	Flux de vapeurs vers l'air intérieur* (mg/m <sup>3</sup> /j)	Conc° dans l'air dans le plus bas (mg/m <sup>3</sup> )	Conc° dans l'air dans le plus haut (mg/m <sup>3</sup> )
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES	5,92E-04	3,19E-05	3,19E-05
COMPOSES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES	2,10E-04	7,01E-06	7,01E-06
benzène	5,92E-02	1,83E-04	1,83E-04
toluène	2,74E-03	8,12E-05	8,12E-05
styrène	1,19E-01	3,92E-03	3,92E-04
HYDROCARBURES SUUVANT LES TPH			
Formule: C12H14Cl2			





P-Poids corporel	Unités	Adulte 1
P-Poids d'exposition	Kg	60
F-Facteur de dilution en extérieur	an	70
F2-Zone= fréquence d'exposition en extérieur - sans dallage	heures/jour	70
F3-Zone= fréquence d'exposition en extérieur - sans dallage	heures/jour	8
Tm= période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (sans seuil)	an	70
Tm= période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (à seuil)	an	42
L= longueur de l'habitat, dans la direction principale du vent	m	250
V= vitesse moyenne du vent	m/s	17.800

\* : le calcul du flux de vapeur vers l'air intérieur est réalisé par ailleurs.  
Les hypothèses et paramètres retenues sont détaillés par ailleurs

Substance	Quotient de danger ou Exces de risque individuel		Exces de risques individuel (ERI)
	Quotient de danger (QD)	Adulte 1	
<b>HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES</b>			
Naphtalène	1,3E-03	2,9E-09	
<b>HYDROCARBURES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES</b>			
Benzène	1,2E-04	5,8E-09	
Toluène	1,1E-04	0,0E+00	
éthylbenzène	1,8E-05	0,0E+00	
Xylènes	1,4E-04	0,0E+00	
<b>HYDROCARBURES SUIVANT LES TPH</b>			
Acétaldéhyde (C2-8-11C10)	3,9E-03	0,0E+00	
<b>Somme des QD &amp; ERI</b>	<b>5,6E-03</b>	<b>8,2E-09</b>	

Substance	Concentration moyenne de VAPEUR inhalée en air extérieur		Effets toxiques sans seuil	Effets toxiques à seuil
	Unités	Adulte 1		
<b>HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES</b>				
Naphtalène	mg/m <sup>3</sup>	3,76E-06	2,28E-06	
<b>HYDROCARBURES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES</b>				
Benzène	mg/m <sup>3</sup>	1,23E-06	7,37E-07	
Toluène	mg/m <sup>3</sup>	3,17E-04	1,90E-04	
éthylbenzène	mg/m <sup>3</sup>	4,59E-06	2,75E-06	
Xylènes	mg/m <sup>3</sup>	1,33E-05	8,14E-06	
<b>HYDROCARBURES SUIVANT LES TPH</b>				
Acétaldéhyde (C2-8-11C10)	mg/m <sup>3</sup>	7,87E-04	4,72E-04	

Flux de vapeurs vers l'air extérieur (mg/m <sup>2</sup> /j)	Conc° dans l'air extérieur (mg/m <sup>3</sup> ) pour info	
	Adulte 1	
2,14E-01	2,0E-04	
6,97E-02	6,73E-05	
1,80E-01	1,73E-02	
2,60E-01	2,51E-04	
7,70E-01	7,49E-04	
4,47E-01	4,31E-02	

Substances
<b>HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES</b>
Naphtalène
<b>HYDROCARBURES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES</b>
Benzène
Toluène
éthylbenzène
Xylènes
<b>HYDROCARBURES SUIVANT LES TPH</b>
Acétaldéhyde (C2-8-11C10)

INHALATION VAPEURS EN EXTERIEUR sans dallage