

**CHAPITRE 4 :**  
**RISQUES AIGUS, REPROTOXIQUES ET PERCEPTION**  
**D'ODEURS**

# **I. Effets sanitaires des expositions aiguës et odeurs**

---

Le chapitre précédent traitait de l'évaluation quantitative des risques sanitaires pour les riverains des centres de stockage exposés sur des périodes longues aux polluants émis par ces centres. Il est cependant important de vérifier, en s'appuyant sur la même démarche, quelles pourraient être les conséquences sanitaires lorsque les concentrations des polluants sont plus élevées sur une période de temps brève, caractérisant des expositions aiguës. De même, il est apparu important de donner des repères sur la possibilité de percevoir des odeurs dues aux émanations des centres de stockage, qui, là aussi, sont la conséquence d'émissions plus intenses sur des périodes de temps courtes (quelques heures).

Il faut voir cette partie comme traitant des concentrations élevées résultant de variations quotidiennes liées aux conditions météorologiques et à l'intensité de l'activité. Les résultats ne peuvent être interprétés pour répondre à des situations accidentelles. Ces deux axes ayant une réflexion similaire, ils sont traités dans ce même chapitre.

## **1. Effets sanitaires des expositions aiguës**

On distingue successivement les expositions aiguës par voie orale et par voie respiratoire.

### **1.1. Inventaire des substances**

L'étape décrite au chapitre précédent a permis de retenir les substances qualifiées de prioritaires sur les centres de stockage par les différents auteurs. Il n'était pas fait référence à un critère de sélection portant sur la nature des effets, qu'ils soient chroniques ou aigus. Il est alors légitime de repartir de cette même liste et de rassembler les informations toxicologiques disponibles sur les effets aigus et l'existence d'une VTR pour des expositions de courtes périodes, c'est à dire conventionnellement inférieures à 14 jours (tableau 90). La recherche bibliographique a été faite à partir des Toxicological Profiles de l'ATSDR.

**Tableau 1 : Existence d'une VTR aiguë pour la voie orale et/ou respiratoire par substance**

	VTR orale	VTR respiratoire
Chloroforme	+	+
Toluène	+	+
Trichloroéthylène	+	+
Chlorure de vinyle	-	+
Ammoniac	-	+
Benzène	-	+
Sulfure d'hydrogène	-	+
1,1,1 trichloroéthane	-	+
Chloroéthane	-	+
Fluor	-	+
1,1,2 trichloroéthane	+	-
DDT	+	-
Bromodichlorométhane	+	-
As	+	-
Cu	+	-
Dioxines	+	-
Hg	-	-
Pb	-	-
Mn	-	-
Cd	-	-
Ni	-	-
Cr VI	-	-
Cobalt	-	-
Dieldrine	-	-
poussières	-	-
Zn	-	-
Ethyl mercaptan	-	-
Méthyl mercaptan	-	-
1,2 dichloroéthane	-	-
1,1 dichloroéthylène	-	-
Benzo(a)pyrène	-	-
1,1 dichloroéthane	-	-
Phénol	-	-
Octane	-	-
Dichlorométhane	-	-
1,1,2,2 tétrachloroéthane	-	-
Hexachlorobutadiène	-	-
Diméthylsulfure	-	-
Aroclor 1016	-	-
Benzo (b)fluoranthène	-	-
Dibenzo (a,h)antracène	-	-
Butan-2-ol	-	-
PCB dont (aroclor 1254, aroclor 1260)	-	-

## 1.2. Voie orale

### 1.2.1. Substances et VTR

Les substances de la liste prioritaire pour lesquelles existe une VTR pour une exposition aiguë par voie orale sont au nombre de 8 (tableau 91). La description des VTR est donnée en annexe 9.

**Tableau 2 : VTR disponibles pour une exposition aiguë par voie orale (Novembre 2002)**

Numéro CASRN	Substance	Effets	VTR	FI	Source et année
			(mg/kg/j)		
7440-38-2	Arsenic	Gastro-intestinal (H)	$5 \cdot 10^{-3}$	10	[ATSDR, 2000]
50-29-3	DDT	Développement (A)	$5 \cdot 10^{-4}$	1 000	[ATSDR, 2000]
67-66-3	chloroforme	Hépatique (A)	$3 \cdot 10^{-1}$	100	[ATSDR, 1997]
79-00-5	1,1,2 trichloroéthane	Neurologique	$3 \cdot 10^{-1}$	100	[ATSDR, 1989]
7440-50-8	Cu	Gastro-intestinal (H)	$2 \cdot 10^{-2}$	3	[ATSDR, 2002]
109-88-3	Toluène	Système nerveux central (A)	$8 \cdot 10^{-1}$	300	[ATSDR, 2000]
79-01-6	Trichloroéthylène	Développement post-natal (A)	$2 \cdot 10^{-1}$	250	[ATSDR, 1997]
127-18-4	Tétrachloroéthylène	Neurologique (A)	$5 \cdot 10^{-2}$	100	[ATSDR, 1997]
91-20-3	Naphtalène	Neurologique (A)	$5 \cdot 10^{-2}$	1 000	[ATSDR, 1995]
	Dioxines	Immunologique (A)	$2 \cdot 10^{-7}$	21	[ATSDR, 1998]

FI = facteur d'incertitudes inclus dans la VTR

### 1.2.2. Quantification de l'exposition

Le calcul de la dose d'exposition pour une exposition de courte durée s'appuie sur un scénario haut de même construction que celui décrit dans le chapitre sur les risques chroniques. Les différences concernent :

- la durée de l'exposition : dans le cadre d'une exposition aiguë, le pas de temps est de 1 à 14 jours ;
- l'indicateur de concentration : il s'agit de la concentration maximale dans l'eau prédite pour chacun des polluants concernés au point de captage. Son estimation est différente selon le type de site B ou C3.

En effet, le vecteur de pollution principal est l'eau contaminée. La contamination du point de captage a pu s'opérer après infiltration des lixiviats dans le sol, suivie du transport des polluants dans la nappe jusqu'au captage. L'évolution des concentrations modélisées au

point de captage ne reflète pas les variations des concentrations enregistrées au niveau de la source, en raison notamment des phénomènes physico-chimiques qui se produisent dans le sol et dans l'eau. On observe au point de captage une atténuation des variations des concentrations mesurées à la source.

Pour les sites de type B, on repart de la même modélisation que celle effectuée au paragraphe 3.3.2 du chapitre 3. La concentration au point de captage retenue est la plus forte obtenue sur la courbe de modélisation, quel que soit le moment où elle intervient. Pour les sites de type C3, l'indicateur de concentration maximale au point de captage s'appuie sur la concentration maximale mesurée dans un piézomètre.

En pratique, des données de concentrations de polluant dans les lixiviats sont uniquement disponibles pour l'arsenic et le cuivre. Rien n'a pu être rassemblé pour les autres composés chimiques et notamment les substances organiques. Pour les sites B, avec les facteurs de retard retenus pour l'arsenic et le cuivre, les concentrations dans la nappe sont maximales respectivement au bout de 130 et 90 ans.

### 1.2.3. *Caractérisation des risques*

La dose ingérée est obtenue à partir des concentrations dans l'eau potable ainsi calculées et des paramètres d'exposition du scénario haut (tableau 48 paragraphe 3.6, chapitre 3). Ensuite, elle est divisée par la valeur toxicologique de référence afin d'obtenir un ratio de danger lié à une exposition aiguë à chacune des deux substances : arsenic et cuivre. Les résultats sont présentés dans le tableau 92 ci-dessous.

**Tableau 3 : Ratios de danger pour une exposition aiguë par voie orale**

Substance	Ratios de danger		
	Site B	Site C3	Site B 10 ha
As	0,08	0,01	0,20
Cu	0,06	0,06	0,17

Pour les sites de type B et C3, les ratios de danger sont nettement inférieurs au niveau repère fixé à 1. En revanche, pour les sites de type B 10ha, les ratios de danger atteignent 20 % de la VTR, nécessitant de s'interroger sur l'importance potentielle de cette source par rapport aux autres apports quotidiens.

#### 1.2.4. Conclusion

L'apparition d'effets aigus liés à l'ingestion d'arsenic ou de cuivre provenant d'une contamination des eaux souterraines par les effluents d'un centre de stockage de déchets semble très peu probable compte tenu des ratios de danger obtenus avec pourtant des hypothèses majorantes. Toutefois, pour ces deux toxiques, dans le cas des sites B 10 ha, l'exposition complémentaire par l'alimentation, l'eau de boisson, les poussières etc. nécessaire pour atteindre la dose sans effet n'est que de 80 %. Dans certains contextes locaux, une attention particulière doit être portée vis à vis de l'arsenic ou du cuivre.

L'absence d'information concernant les émissions pour les sept autres substances (DDT, chloroforme, 1,1,2 trichloroéthane, toluène, naphthalène, tétrachloroéthylène et trichloroéthylène) ne permet pas de se prononcer quant aux potentiels d'effets sanitaires indésirables des expositions aiguës par voie orale.

### 1.3. Voie respiratoire

#### 1.3.1. Substances et VTR

Les substances de la liste prioritaire pour lesquelles existe une VTR pour une exposition aiguë par voie respiratoire sont rassemblées dans le tableau 93. La description détaillée des VTR est donnée en annexe 9.

**Tableau 4 : VTR disponibles pour une exposition aiguë par voie respiratoire (Novembre 2002).**

<i>Substance</i>	<i>effets</i>	<i>VTR mg/m<sup>3</sup></i>	<i>FI</i>	<i>Source et année</i>
Benzène	Immunologique (A)	1,6 10 <sup>-1</sup>	300	[ATSDR, 1997]
Toluène	Neurologique (H)	3,8*	10	[ATSDR, 2000]
Trichloroéthylène	Neurologique (H)	10,9*	30	[ATSDR, 1997]
Tétrachloroéthylène	Neurologique (H)	1,4*	10	[ATSDR, 1997]
Chlorure de vinyle	Développement (A)	1,3*	100	[ATSDR, 1997]
Ammoniac	Respiratoire (H)	0,35*	100	[ATSDR, 1990]
Sulfure d'hydrogène	Respiratoire (H)	0,1*	30	[ATSDR, 1999]
	Oculaire (H)	1,5 10 <sup>-1</sup>	100	[OMS, 1987]
Chloroforme	Hépatique (A)	0,5 mg/m <sup>3</sup>	30	[ATSDR, 1997]
1,1,1 trichloroéthane	Neurologique (H)	11,1 mg/m <sup>3</sup>	100	[ATSDR, 1995]
Chloroéthane	Développement (A)	43,3 mg/m <sup>3</sup>	100	[ATSDR, 1998]
Fluor	Irritation oculaire (H)	0,02 mg/m <sup>3</sup>	10	[ATSDR, 2001]

*FI = facteur d'incertitudes inclus dans la VTR*

\* Certaines valeurs étaient données en ppm. Elles ont été ramenées en mg/m<sup>3</sup> selon la formule : [ppm] x masse molaire / V = [mg/m<sup>3</sup>] avec V = 24,05 à 20 °C sous pression normale

N.B. : La VTR choisie pour le sulfure d'hydrogène est 0,1 mg/m<sup>3</sup>

### 1.3.2. Quantification de l'exposition

Dans ce cas aussi, la construction des scénarios reste identique à celle qui a prévalu pour les risques chroniques. Ce sont les valeurs numériques affectées aux différents termes de calcul qui vont différer. Les différences vont porter sur :

- la durée de l'exposition : dans le cadre d'une exposition aiguë, le pas de temps ne peut excéder 14 jours. Ici, le pas de temps concerne un maximum horaire ;
- l'indicateur de concentration : il s'agit de la concentration maximale dans l'air ambiant de chacun des polluants concernés. La méthode pour son estimation est identique quel que soit le type de site.

Ainsi, on choisit le moment où la production de biogaz est la plus élevée, c'est-à-dire lors de la dernière année de l'exploitation (figure 3 paragraphe I.3.3.1, chapitre 3) ; les concentrations atmosphériques ambiantes des polluants sont alors maximales (Tableau 56 A, paragraphe II-2.1.3). On ne tient compte que des émissions diffuses, celles issues de la torchère étant négligeables. Les valeurs des émissions de biogaz vers l'atmosphère retenues pour le calcul sont rassemblées dans le tableau 94.

**Tableau 5 : Productions et émissions atmosphériques maximales de biogaz en fonction du type de site**

	<b>Production de biogaz</b> en m <sup>3</sup> /an	<b>Emissions atmosphériques de biogaz</b> en m <sup>3</sup> /an
<b>Site B</b>	1 368 000	1 368 000
<b>Site C3</b>	13 680 000	6 840 000
<b>Site B 10 ha</b>	13 680 000	13 680 000

La modélisation de la dispersion atmosphérique est réalisée avec le logiciel SCREEN 3 [US-EPA, 1995]. La concentration maximale horaire est prédite à partir des hypothèses de conditions météorologiques les plus défavorables. Les résultats sont présentés dans le tableau 95 respectivement pour les sites de type B, C3 et B10ha. Les concentrations maximales horaires sont de l'ordre de quelques microgrammes par m<sup>3</sup> pour les substances autres que l'hydrogène sulfuré, dont les concentrations sont de l'ordre de quelques centaines de microgrammes par m<sup>3</sup>.

**Tableau 6 : Concentrations atmosphériques maximales sur le lieu d'exposition en fonction du site**

Substance	Concentrations atmosphériques maximales en $\mu\text{g}/\text{m}^3$		
	Site B	Site C3	Site B 10 ha
Benzène	0,7	0,7	2,1
Toluène	9,3	8,6	26,9
Trichloroéthylène	1,2	1,1	3,6
Tétrachloroéthylène	1,0	0,9	2,8
Chlorure de vinyle	1,4	1,2	3,9
Ammoniac	0,08	0,08	0,2
Hydrogène sulfuré	231	214	668
1,1,1 trichloroéthane	0,03	0,02	0,06

### 1.3.3. Caractérisation des risques

Les ratios de danger sont calculés à partir des concentrations atmosphériques et des valeurs toxicologiques de référence afin de caractériser le potentiel de survenue d'effets sanitaires indésirables liés à une exposition aiguë par voie respiratoire aux polluants émis par les centres de stockage de déchets. Pour l'ensemble des substances à l'exception de l'hydrogène sulfuré, les ratios de danger sont très inférieurs à 1 (tableau 96). Ainsi, on peut exclure l'apparition d'effets sur la santé liés à une exposition aiguë à ces polluants émis dans l'atmosphère par les centres de stockage de déchets.

Pour l'hydrogène sulfuré par contre, les calculs effectués montrent la possibilité de concentrations dans l'air susceptibles d'engendrer des irritations respiratoires et oculaires pour les populations résidant dans les habitations situées dans une bande de 100 m à 200 m au-delà du périmètre d'exclusion.

**Tableau 7 : Ratios de danger pour une exposition aiguë**

Substance	Ratios de danger		
	Site B	Site C3	Site B 10 ha
Benzène	<0,01	<0,01	0,01
Toluène	<0,01	<0,01	<0,01
Trichloroéthylène	<<0,01	<<0,01	<<0,01
Tétrachloroéthylène	<<0,01	<<0,01	<0,01
Chlorure de vinyle	<0,01	<0,01	<0,01
Ammoniac	<<0,01	<<0,01	<<0,01



<b>Hydrogène sulfuré</b>	<b>2,3</b>	<b>2,1</b>	<b>6,7</b>
<b>1,1,1 trichloroéthane</b>	<b>&lt;&lt;0,01</b>	<b>&lt;&lt;0,01</b>	<b>&lt;&lt;0,01</b>

---

Une analyse complémentaire a été menée pour le seul H<sub>2</sub>S, toutes les concentrations d'exposition aux autres polluants conduisant à des QD inférieurs à 1. Elle vise à déterminer la distance au site à partir de laquelle la concentration d'exposition devient inférieure à la VTR retenue (donc QD inférieur à 1).

Les résultats indiquent que, pour le site de type B, pour des conditions de dispersion et d'exposition semblables aux hypothèses formulées ci-dessus, le QD devient inférieur à 1 au delà d'une distance d'environ 500 m par rapport au bord du site. Par contre, pour ceux qui accueillent des tonnages de déchets plus importants, les concentrations en hydrogène sulfuré peuvent atteindre un niveau susceptible d'entraîner des effets aigus même pour une distance par rapport au site d'environ 800 m pour les sites de type C3 et 2 000 m pour les sites de type B 10ha.

#### **1.4. Conclusion**

Pour les composés autres que l'hydrogène sulfuré, les concentrations calculées dans les conditions les plus défavorables (hors incident grave : feu...) sont très inférieures à celles pouvant donner lieu à l'apparition d'effets aigus par voie respiratoire. Par conséquent on peut conclure à l'absence de ce type d'effets chez les riverains des centres de stockage de déchets.

Pour l'hydrogène sulfuré, les résultats sont plus préoccupants. En effet, lors de conditions météorologiques défavorables à la dispersion, les concentrations de ce polluant à proximité des habitations peuvent atteindre un niveau susceptible d'engendrer des effets aigus de type respiratoire. Il faut cependant rappeler que le débit de production et la concentration utilisés sont des maximums. Ainsi, pour envisager des effets de type aigu, il faut une concordance temporelle des conditions météorologiques les plus défavorables et des valeurs de concentration et débit élevées.

## **2. Les odeurs**

Les odeurs émises par les centres de stockage de déchets sont une préoccupation majeure pour les riverains. Cela se traduit par des manifestations de gêne, de troubles

psychosomatiques difficiles à objectiver et par la survenue de pathologies plus communes [Shusterman, 1992]

L'analyse proposée ici, vise à objectiver, en s'appuyant sur la modélisation de la dispersion des molécules odorantes présentes dans les rejets, la possibilité de détecter ponctuellement des odeurs, c'est-à-dire la possibilité de dépasser le seuil de perception. Il n'est pas envisageable de déterminer une éventuelle fréquence de survenue des odeurs car il faudrait disposer de données précises et fines sur la constitution des déchets entrants, la production de biogaz et les conditions météorologiques très locales et avec un pas de temps très fin.

La démarche suivie est calquée sur celle mise en oeuvre pour l'évaluation quantitative des risques sanitaires. Au sein des étapes développées, deux différences sont cependant majeures :

- la première est que ce ne sont pas des relations doses réponses toxicologiques qui sont recherchées mais des seuils de détection olfactifs ;
- la deuxième est que la dernière étape de la démarche ne conduit pas à déterminer un ratio de danger car le seuil de perception olfactif n'est pas forcément en rapport avec un seuil de toxicité aiguë.

## **2.1. Sélection des substances et seuils de perception olfactifs**

Les substances odorantes sont sélectionnées à partir d'un travail en cours de publication réalisé par la société Suez-Environnement [Senante, 2003]. Certaines de ces substances font également partie de la liste établie dans ce document lors de l'inventaire des substances d'intérêt pour quantifier les risques chroniques. La liste finale pour cette étude correspond à la prise en compte des substances identifiées par Senante et faisant partie de la liste d'analyse des composés dans le biogaz.

Les données françaises disponibles ne montrent ni d'identification ni de quantification du méthylmercaptan et de l'éthylmercaptan dans le biogaz. Toutefois ces composés étant reconnus comme très odorants, ils sont retenus dans l'étude et des données bibliographiques de concentration seront utilisées.

De nombreux documents proposent des seuils de perception olfactifs. Les écarts entre les valeurs des seuils sont parfois très grands. Cette variabilité est principalement liée à la plus ou moins grande sensibilité des individus. Par définition, selon l'INRS, le seuil de détection olfactif d'une substance correspond à la concentration pour laquelle 50 % des individus composant le jury d'experts perçoivent l'odeur de cette substance [Rousselin, 1994].

Il n'a pas été réalisé, comme on le fait pour les VTR, une analyse approfondie des différentes valeurs pour comprendre les conditions de leur établissement. Dans ce contexte, aucun choix ne sera fait a priori. Le tableau 97 rassemble l'ensemble de l'information recherchée.

**Tableau 8 : Seuils de perception olfactifs en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  selon la source d'information**

Substance	Devos (1990)	ENSP (2002)	Ineris	Termonia (1998)	Fiches INRS	INRS Rousselin (1994)	Senante (2003)	Gamme de valeurs retenue
				2				
Diméthylsulfure	5,9		3 - 30				2,6	2 - 30
Diméthyldisulfure			50	30			100 - 600	50 - 600
Disulfure de carbone	300	600 - 2500				350		300 - 2 500
Indole	0,15	0,5					3	0,15 - 3
Butyraldéhyde			20 - 50				40	20 - 50
Acide acétique	360	20 - 5000	900			1200		20 - 5 000
			4					
Acide butyrique	14,5					4		4 - 50
			50					
Acide valérique	20,5		5					5 - 20,5
Acide propionique	110	3 - 900	80			500		3 - 900
Acide isovalérique	10							10
Acétone	34 700	940 - 1 614 000			31 500	31 500	1 000	940 - 1 614 000
Ethanol	55 000				19 200 - 672 000	160 000	200	200 - 680 000
				900				
Butanol	1510 - 23 500				2 500 - 46 000	2500 - 8000	6	6 - 46 000
				9 000				

Substance	Devos (1990)	ENSP (2002)	Ineris	Termonia (1998)	Fiches INRS	INRS Rousselin (1994)	Senante (2003)	Gamme de valeurs retenue
Phénol	430				200	160	0,2	0,2 - 430
	3,5							
Crésol					<4,5	1,3	0,01	0,01 - 8
	8							
Benzène	12 000	12 000		2 500	39 000	39 000	7 500 - 140 000	2 500 - 140 000
Toluène	5 900	80 - 140 000		13 700	11 000	11 000	315 - 160 000	80 - 160 000
Xylène	1 400 - 3 800			8 000 - 11 000	4 400	1 400 - 5 000	20 - 24 000	20 - 24 000
1,3,5 Triméthylbenzène	1 150	30 - 10 700		200	10 000		200	30 - 10 700
Tétrachloroéthylène	42 600				187 000	187 000		42 600 - 187 000
					270 000 -			
Trichloroéthylène	42					150 000	150 000	42 - 550 000
					550 000			
Acétate de propyle	2 455			100 - 500	2 100	2 900		100 - 2 900
Acétate de butyle	930			30	195 - 1 950	1 900 - 3 100		30 - 3 100
Acétate d'éthyle	9 800			27 000	14 000	14 000		9 800 - 27 000
Limonène	2 455	10 - 2 450		10			3 000	10 - 3 000
Pinène	3 890	16 - 3 890		16				16 - 3890

<b>Ammoniac</b>	4070	340 - 50 000	20 000			353	353	340 - 50 000
<b>Hydrogène sulfuré</b>	26	6,5 - 250	1 - 5	1,6	28 - 140	11	0,66 - 11,5	0,66 - 250
<b>Méthylmercaptan</b>	2,1	0,04 - 80	4 - 50			3,2	3,2	0,04 - 50
<b>Ethylmercaptan</b>	2,8	0,06 - 2	0,3 - 3			2	2	0,06 - 2,8

## 2.2. Quantification des concentrations d'exposition et comparaison avec les seuils olfactifs

La modélisation de la dispersion des odeurs nécessite une approche différente de celle classiquement utilisée. En effet, la perception des odeurs est un phénomène instantané. Les turbulences à plus ou moins grande échelle entraînant d'une part la fluctuation du panache autour de son axe moyen et d'autre part la dilution de celui-ci dans la masse d'air environnant. Le pas de temps sur lequel sont moyennées les concentrations est donc crucial [Pope, 2000].

Il est reconnu que les modèles gaussiens ne sont pas adaptés pour simuler la dispersion atmosphérique des odeurs [Pagé, 1997]. Cependant, du fait de leurs nombreux avantages, une approche courante pour la dispersion des odeurs est la combinaison de la solution gaussienne avec un facteur représentant le ratio entre la concentration moyenne calculée et le pic durant l'intervalle de temps considéré. Ce facteur est variable et dépend notamment de la distance source-récepteur, du type et de la hauteur de la source. Selon certains auteurs, et en première approximation, l'équation mathématique suivante permet de passer de la concentration maximale horaire à un pic de concentration de quelques minutes [Leduc, 1998 ; Diosey, 1996] :

$$C_1/C_2 = (t_2/t_1)^{1/5} \text{ soit } C_2 = C_1 / ((t_2/t_1)^{1/5})$$

où :

$C_1$  : concentration maximale pour le temps  $t_1$  (dans notre cas  $t_1 = 1$  heure)

$C_2$  : concentration maximale sur le temps  $t_2$  (dans notre cas  $t_2 = 5$  minutes)

Parmi les données d'entrée de la modélisation pour le logiciel SCREEN 3, les concentrations des substances odorantes dans le biogaz retenues pour évaluer l'impact olfactif sont les concentrations maximales enregistrées parmi les 9 mesures effectuées sur les 6 sites de type C3 où ont été conduites les campagnes métrologiques et les données déjà disponibles pour les substances appartenant à la liste des polluants d'intérêt.

Au final, pour chacune des substances, les concentrations atmosphériques prédites sur une durée de 5 minutes sont comparées aux fourchettes des seuils de perception olfactifs.

### 2.3. Résultats

Les résultats sont proposés pour un site de type B 10ha. Dans un deuxième temps, seules les substances qui, pour ces sites B 10ha, présentent des concentrations atmosphériques supérieures au seuil de perception olfactif, font l'objet d'une nouvelle analyse pour les sites de type C3 et B. Le tableau 98 rassemble l'ensemble des données pour les substances qui ont été détectées au moins une fois sur les sites. Plusieurs autres substances ont été recherchées sans pour autant avoir été détectées. Il s'agit de : indole, phénol, crésol, acide butyrique, acide valérique, acide propionique, acide isovalérique et acétate de propyle (annexe 10).

**Tableau 9 : Concentrations maximales dans le biogaz, concentrations atmosphériques prédites et seuils de perception olfactifs des substances odorantes pour le cas d'un site B 10ha.**

Substance	Concentrations maximales mesurées	Fréquence de détection <sup>(1)</sup>	Concentrations atmosphériques	Seuils de perception
	dans le biogaz		ambiantes prédites	
	en mg/m <sup>3</sup>		en µg/m <sup>3</sup>	
Diméthylsulfure	4,5	6	2,2	2 – 30
Diméthyldisulfure	2,5	8	1,2	50 – 600
Disulfure de carbone	3,3	6	1,6	300 -2 500
Butyraldéhyde	11,3	6	5,5	20 – 50
Acide acétique	23,8	7	11,6	20 – 5 000
Acétone	110	9	53,6	940 – 1 614 000
Ethanol	18	9	8,8	200 – 680 000
Butanol	11	7	5,4	6 – 46 000
Benzène	9,9	9	4,8	2 500 – 140 000
Toluène	95	9	46,3	80 – 160 000
Xylène	56	9	27,3	20 – 24 000
1,3,5 triméthylbenzène	5,8	9	2,8	30 – 10 700
Trichloroéthylène	11,3	9	5,5	42 – 550 000
Tétrachloroéthylène	8,7	6	4,2	42 600 - 187 000
Acétate de butyle	7,1	2	3,5	30 – 3 100
Acétate d'éthyle	5,2	4	2,5	9 800 – 27 000
Limonène	56	9	27,3	10 – 3 000
Pinène	23	9	11,2	16 – 3 890
Ammoniac	0,74	(*)	0,4	340 – 50 000

<b>Hydrogène sulfuré</b>	2110	(*)	<b>956,7</b>	0,66 – 250
<b>Méthylmercaptan</b>	430	(*)	<b>210,2</b>	0,04 – 50
<b>Ethylmercaptan</b>	120	(*)	<b>58,0</b>	0,06 – 2,8

(\*) pas d'indication sur la fréquence de détection

(1) Nombre de mesures supérieures au seuil de détection analytique ; le nombre total de mesures pour chaque composés est de 9.

Six substances présentent des concentrations atmosphériques ambiantes supérieures à la valeur inférieure de la fourchette du seuil de perception : le diméthylsulfure, le xylène, le limonène, le méthylmercaptan, l'éthylmercaptan et l'hydrogène sulfuré. Pour ces trois derniers, la valeur supérieure du seuil de perception olfactif est aussi dépassée. Une autre substance est très proche de son seuil de perception : le butanol.

Parmi ces substances, les résultats de la modélisation de la dispersion sur les sites B et C3 indiquent que seules les concentrations atmosphériques prédites pour l'hydrogène sulfuré, le limonène et les mercaptans dépassent les seuils de perception olfactifs respectifs.

## 2.4. Discussion

Cette analyse fondée sur une comparaison de concentrations atmosphériques prédites et de seuils de perception olfactifs ne permet pas de rendre compte de la complexité de la problématique des odeurs. En effet, la quasi-totalité des résultats indique une absence de perception d'odeur alors que nombre de populations vivant autour de ces sites s'en plaignent. Et pourtant les hypothèses retenues pour la modélisation de la dispersion des polluants sont plutôt majorantes. Quelques pistes explicatives peuvent être données :

- le seuil de perception olfactive d'un mélange de substances ne peut être obtenu à partir des seuils des composés purs en raison des effets de synergie, antagonisme, addition ou de moyenne pouvant avoir lieu [Gingras, 2003] ;
- les concentrations dans l'atmosphère sont calculées à partir des concentrations mesurées dans le biogaz collecté. Par conséquent, le problème des odeurs liées au déchargement des camions et donc aux substances représentatives des ordures fraîches n'est pas pris en compte. Selon Senante (2003), les odeurs associées au déversement d'ordures fraîches représentent 24 % en fréquence des odeurs identifiées ;
- les concentrations des molécules odorantes ne permettent pas d'identifier la concentration d'odeurs. En effet, l'intensité de l'odeur perçue n'est pas

proportionnelle à la concentration chimique, elle suit une loi de puissance de Stevens : forte intensité au début suivie d'une adaptation puis d'une baisse progressive [Gingras, 2003].

Il est également intéressant de compléter cette approche en faisant varier certains paramètres clefs comme la concentration en H<sub>2</sub>S dans le biogaz, les conditions météorologiques et la distance par rapport au site, afin de comprendre l'influence de ces paramètres. Pour le site de type C3, deux situations complémentaires ont été étudiées : d'une part, une concentration médiane dans le biogaz associée à des conditions météorologiques défavorables, d'autre part, une concentration médiane dans le biogaz associée à une stabilité de classe 3 et un vent de 3 m/s (proche de la moyenne française), les deux pour un débit de production maximum et un taux de collecte de 0,5. Le tableau 99 résume les résultats obtenus dans ces conditions.

**Tableau 10 : Dépassement du seuil de perception de l'hydrogène sulfuré en fonction de la distance par rapport au site et des conditions météorologiques pour un site de type C3**

Distance par rapport au site  (en m)	Stabilité de classe 3,			
	Conditions défavorables		vitesse du vent de 3 m/s	
	Dépassement	Dépassement	Dépassement	Dépassement
	du seuil bas (0,66 µg/m <sup>3</sup> )	du seuil haut (250 µg/m <sup>3</sup> )	du seuil bas (0,66 µg/m <sup>3</sup> )	du seuil haut (250 µg/m <sup>3</sup> )
100	Oui	Non	Oui	Non
200	Oui	Non	Non	Non
300	Oui	Non	Non	Non
400	Oui	Non	Non	Non
500	Oui	Non	Non	Non
600	Oui	Non	Non	Non
700	Oui	Non	Non	Non
800	Oui	Non	Non	Non
900	Oui	Non	Non	Non
1000	Oui	Non	Non	Non

Ces deux situations complémentaires permettent de mettre en évidence que, lorsque les conditions météorologiques sont favorables à la dispersion, les concentrations en H<sub>2</sub>S sont faibles et ne provoquent pas de nuisances olfactives chez les riverains d'un site de type C3. De même, pour les mercaptans, des conditions météorologiques favorables et l'utilisation de la médiane des concentrations entraînent des concentrations atmosphériques inférieures au

seuil de détection olfactif. Cependant, les quelques situations étudiées ne sont pas suffisantes pour rendre compte du terme de fréquence de dépassement du seuil de perception olfactif, qui est très important dans l'approche des nuisances olfactives.

## 2.5. Lien toxicité – perception d'odeurs

Une grande interrogation de la population concerne les risques d'effets sanitaires survenant après des épisodes odorants car les seuils de perception olfactifs ne sont pas garantis d'une innocuité sanitaire. Une comparaison des seuils de perception olfactive avec les seuils de toxicité aiguë a été menée afin de pouvoir apporter des éléments de réponse à cette question (tableau 100).

**Tableau 11 : Comparaison des seuils de perception olfactive avec les seuils de toxicité aiguë**

Substance	VTR respiratoire aiguë	Seuil de perception
	en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	en $\mu\text{g}/\text{m}^3$
<b>Benzène</b>	160	2 500 – 150 000
<b>Toluène</b>	3 800	80 – 160 000
<b>Trichloroéthylène</b>	10 900	42 – 550 000
<b>Tétrachloroéthylène</b>	1 400	42 600 - 187 000
<b>Chlorure de vinyle</b>	1 300	7 800 000
<b>Ammoniac</b>	350	340 – 50 000
<b>Hydrogène sulfuré</b>	100	0,66 – 250

On remarque à travers ce tableau que pour la plupart des substances qui possèdent une VTR respiratoire aiguë, la détection olfactive n'est pas un élément de sécurité. Toutefois, pour l'hydrogène sulfuré, qui est la seule substance émise par les centres de stockage susceptible de dépasser le seuil de toxicité aiguë, le seuil de perception olfactive est très faible et permet de détecter la substance à des concentrations inférieures au seuil de toxicité aiguë.

## 2.6. Conclusion

Le problème de la perception des odeurs aux alentours des sites de stockage des déchets et notamment pour les riverains nécessite une attention particulière puisque les nuisances olfactives peuvent avoir un retentissement sur la santé. Cependant, les réponses apportées dans le cadre de scénarios génériques sont incomplètes. L'intérêt principal est de pointer les substances les plus susceptibles de causer des nuisances olfactives afin d'adapter le traitement.



Afin d'évaluer au mieux l'impact des odeurs, il est indispensable, du fait du caractère instantané de leur perception, de disposer de données notamment sur les variations de concentration à la source et les données météorologiques. Par ailleurs, les émissions liées à l'apport et au déversement d'ordures fraîches sont une source potentielle de nuisances olfactives qui n'est pas traitée dans le cadre de cette étude.