

RAPPORT D'ÉTUDE  
N°INERIS- DRC-12-108130-00306C  
**Version finale**

Février 2012

**Stockage souterrain de STOCAMINE (68)**

**Impact potentiel du stockage sur la santé des populations (hors travailleurs) dans le cadre du scénario de stockage illimité, tenant compte des impacts potentiels sur la ressource en eau et le milieu air extérieur**

**INERIS**

*maîtriser le risque |  
pour un développement durable |*



## **Stockage souterrain de STOCAMINE (68)**

**Impact potentiel du stockage sur la santé des populations (hors travailleurs) dans le cadre du scénario de stockage illimité, tenant compte des impacts potentiels sur la ressource en eau et le milieu air extérieur**

**Version finale**

Rapport réalisé pour StocaMine.

Liste des personnes ayant participé à l'étude :

## PRÉAMBULE

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalents qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Etant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.

	<b>Rédaction</b>	<b>Vérification</b>	<b>Approbation</b>
<b>NOM</b>	Corinne Hulot	Céline Boudet Martine Ramel	Mehdi Ghoreychi
<b>Qualité</b>	Ingénieur à l'unité ISAE du pôle RISK, de la Direction des Risques Chroniques	Responsable de l'unité ISAE du pôle RISK, Responsable du pôle RISK, de la Direction des Risques Chroniques	Directeur de la Direction des Risques du Sol et du sous-sol
<b>Visa</b>			

# SOMMAIRE

<b>RESUME</b>	<b>7</b>
<b>GLOSSAIRE</b>	<b>11</b>
<b>1. CONTEXTE ET OBJECTIF</b>	<b>13</b>
<b>2. DÉMARCHE ADOPTÉE PAR L'INERIS</b>	<b>14</b>
<b>3. IMPACT POTENTIEL DU STOCKAGE (SUBSTANCES SOUS FORME GAZEUSE) SUR L'AIR EXTÉRIEUR</b>	<b>15</b>
3.1 Introduction	15
3.2 Acquisition de données complémentaires et évolution prévisible du « système »	16
3.2.1 Rappels sur l'étude du terme source	16
3.2.2 Autres rappels concernant les connaissances actuelles relatives aux concentrations attendues sous forme gazeuse	18
3.2.3 Rappels sur l'étude des vecteurs de transfert	25
3.2.4 Rappels sur l'identification des enjeux (existants et futurs)	27
3.2.5 Choix des critères de comparaison pour évaluer l'impact du stockage sur l'air extérieur	31
3.2.5.1 Introduction	31
3.2.5.2 Choix des critères	31
3.3 Modélisation « prédictive » du transfert de polluants gazeux au sein du milieu air « souterrain » et en surface dans l'air extérieur au droit des zones de promenade à proximité du site de StocaMine (puits Else) et en limite des zones de servitudes des anciens puits	33
3.3.1 Présentation des « scénarios » en fonction des « périodes étudiées » et hypothèses associées	33
3.3.2 Calcul des concentrations en contaminants gazeux potentiellement issus de StocaMine en fonction des « scénarios »	35
3.3.3 Evaluation de l'impact sur le milieu air extérieur	44
3.3.4 Discussion des incertitudes	55
3.3.4.1 Incertitudes liées au terme source	55
3.3.4.2 Incertitudes liées aux flux de substances gazeuses arrivant en extérieur	56
3.3.4.3 Incertitudes liées à la dispersion dans l'air extérieur	56
3.4 Conclusions	57
<b>4. IMPACT POTENTIEL DU STOCKAGE SUR LA SANTÉ DES POPULATIONS (HORS TRAVAILLEURS) DANS LE CADRE DU SCÉNARIO DE STOCKAGE ILLIMITÉ</b>	<b>58</b>
4.1 Introduction	58
4.2 Démarche adaptée par l'INERIS	58
4.3 Schéma conceptuel	60
4.3.1 Source de pollution	60

4.3.2 Vecteurs/milieux de transfert et milieux d'exposition.....	60
4.3.3 Enjeux.....	63
4.3.4 Bilan du schéma conceptuel.....	63
4.4 Evaluation quantitative des risques sanitaires appliquée au projet .....	63
4.4.1 Evaluation de la toxicité et valeurs toxicologiques de référence .....	63
4.4.1.1 Généralités .....	63
4.4.1.2 Démarche générale d'analyse et de choix de VTR.....	66
4.4.1.3 VTR retenues .....	68
4.4.2 Evaluation des expositions .....	69
4.4.2.1 Généralités et rappels méthodologiques .....	69
4.4.2.2 Application au projet.....	70
4.4.3 Caractérisation des risques .....	72
4.4.3.1 Généralités et rappels méthodologiques .....	72
4.4.3.2 Application au projet.....	73
4.4.4 Incertitudes .....	77
4.4.4.1 Incertitudes sur le terme source .....	78
4.4.4.2 Incertitudes sur la recherche et la sélection des substances à impact potentiel .....	78
4.4.4.3 Incertitudes sur l'évaluation de la toxicité .....	78
4.4.4.4 Incertitudes sur l'évaluation de l'exposition.....	79
4.4.4.5 Incertitudes sur la caractérisation du risque .....	80
4.5 Conclusions.....	81
<b>5. RÉFÉRENCES.....</b>	<b>83</b>
<b>6. LISTE DES ANNEXES .....</b>	<b>85</b>

## Liste des figures

Figure 1 : Positionnement des points de mesure M1 et M2 .....	19
Figure 2 : Plan de situation et photographies de la zone de StocaMine.....	28
Figure 3 : Photographie des puits Else et Max.....	30

## Liste des tableaux

Tableau 1 : Concentration ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) calculées en mercure élémentaire et acide cyanhydrique dans le stockage sous forme gazeuse suite à l'ennoyage de StocaMine en présence de barrières .....	17
Tableau 2 : Concentrations maximales ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) mesurées en acceptation de déchet en espace de tête de fût (citées dans [8]).....	18
Tableau 3 : Résultats des analyses qualitatives des prélèvements d'air de la mine réalisés par l'INERIS en février 2010 aux points M1 et M2 .....	20
Tableau 4 : Concentrations « estimées » ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) issues des analyses qualitatives des prélèvements d'air de la mine réalisés par l'INERIS en février 2010 aux points M1 et M2.....	21
Tableau 5 : Concentrations dans les prélèvements d'air de la mine réalisés par l'INERIS en février 2010 aux points M1 et M2.....	22
Tableau 6 : Résultats des analyses quantitatives des prélèvements de matières solides sur des fûts en voies RAS1 et RAS2 réalisés par l'INERIS en février 2010.....	24
Tableau 7 : Concentrations ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) des substances gazeuses étudiées au sein du terme source pour les 3 scénarios étudiés .....	37
Tableau 8 : Paramètres du modèle de type Gaussien ADMS pour le scénario 1 .....	40
Tableau 9 : Paramètres du modèle de type « boîte » pour les scénarios 2 et 3... 42	
Tableau 10 : Concentrations ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) modélisées dans l'air extérieur au droit des zones de promenade à proximité du site de StocaMine (puits Else) et en limites des zones de servitudes des anciens puits.....	43
Tableau 11 : Concentrations dans l'air extérieur associées aux trois scénarios étudiés et critères de comparaison .....	46
Tableau 13 : schéma conceptuel étudié.....	63
Tableau 14 : Synthèse des VTR sélectionnées dans le cadre de l'étude pour la voie inhalation .....	68
Tableau 15 : Paramètres d'exposition d'une personne .....	71
Tableau 16 : Synthèses des risques (quotient de danger) pour les substances avec des effets à seuil liés à l'inhalation d'air extérieur.....	75
Tableau 17 : Synthèses des risques (excès de risques individuel) pour les substances avec des effets sans seuil liés à l'inhalation d'air extérieur .....	76



## RESUME

Dans le cadre du scénario de stockage illimité des déchets à StocaMine, cette étude a pour objet d'évaluer son impact sur la santé des populations riveraines (hors travailleurs), en tenant compte de l'étude sur l'impact potentiel du stockage sur la ressource en eau et de l'étude de l'impact potentiel du stockage sur le milieu air extérieur.

Une recherche d'éléments complémentaires à ceux préexistants a été nécessaire, notamment concernant les sources potentielles de contamination, les vecteurs et les milieux de transfert, les milieux d'exposition pour la santé des populations humaines hors travailleurs et les enjeux.

Les études complémentaires réalisées concernant le terme source, le contexte géomécanique et le contexte hydrogéologique ont ainsi conduit à considérer de manière itérative différentes hypothèses plus particulièrement concernant le phénomène d'ennoyage et la mise en place de barrières, avec *in fine* le choix d'un « scénario de référence » avec barrières.

Dans le cadre du projet de stockage pour une durée illimitée des déchets, ces derniers n'impactent potentiellement la qualité des milieux que s'ils peuvent migrer vers l'environnement de surface (ouvrages miniers, air extérieur, nappe phréatique, eau superficielle, etc.). Les principaux impacts à étudier à court, moyen et long terme (cf. au regard notamment d'expositions chroniques des populations humaines) sont donc les impacts chimiques en cas de remobilisation et de sortie des polluants vers la surface.

L'étude relative à l'impact potentiel du stockage sur la ressource en eau dans le cadre du scénario de stockage illimité a été réalisée sur la base de concentrations attendues sous forme dissoute suite à l'ennoyage total des déchets de StocaMine en présence de barrières (rapport INERIS [Réf. - 21]). Le « scénario de référence » retenu dans l'étude ne considère *in fine* en termes d'impact que le cas d'une expulsion à long terme de la saumure polluée à travers les barrières dans la nappe d'Alsace. Cependant, en ce qui concerne l'étude de l'impact potentiel du stockage sur le milieu air, nécessaire également pour l'étude de l'impact potentiel sur la santé des populations (hors travailleurs), outre cette période de temps précitée, les périodes antérieures, à plus court terme, en particulier précédant la mise en place des barrières, sont également à considérer.

Les différents « scénarios » étudiés pour l'étude de l'impact potentiel du stockage sur le milieu air pris en compte pour l'étude d'impact potentiel sur la santé des populations ont été :

- **« Scénario 1 » : court terme**

Il concerne la période couvrant les quelques années à venir (une dizaine d'année), avant la mise en place des barrières et des bouchons non encore réalisés pour les puits Joseph et Else, avec poursuite de la ventilation contrôlée du site de StocaMine au puits Else (sans modification potentielle au regard des futurs travaux de mise en place des barrières), et en considérant l'absence de corrosion significative des fûts.

○ **« Scénario 2 » : moyen terme**

Il concerne une période de temps qui débute après la mise en place des barrières, et avec un ennoyage partiel de la zone de stockage des déchets, ce qui notamment ne conduira pas à certaines réactions chimiques comme la complexation des cyanures par les métaux.

○ **« Scénario 3 » : long terme**

Il concerne une période de temps après la mise en place des barrières et l'ennoyage total de la zone des déchets, avec dissolution des déchets et réactions chimiques comme notamment la complexation des cyanures par les métaux.

L'étude de l'impact potentiel du stockage sur le milieu air extérieur a comporté les étapes suivantes :

- la prise en compte des données actuellement disponibles relatives : à la définition des concentrations de l'environnement local témoin, à un potentiel dégazage des déchets, à la présence d'activités biologique ou chimique, au regard des concentrations mesurées en espace de tête des fûts lors de l'acceptation des déchets, dans l'air au sein du stockage (dont la campagne de prélèvements d'air du 24 février 2010 réalisée par l'INERIS), et en sortie du stockage. Ces données sont nécessaires au regard des concentrations de l'environnement local témoin, premier critère de comparaison de mise en évidence d'un impact potentiel du stockage sur la qualité du milieu air ;
- la prise en compte des résultats des travaux sur le terme source réalisés par l'INERIS, en particulier les concentrations en polluants sous forme gazeuse calculées dans le stockage en présence de barrières ouvragées à base d'argiles gonflantes et avec l'ennoyage total des déchets prenant en compte les 44000 tonnes de déchets actuellement stockés ;
- l'évaluation de la concentration des polluants sous forme gazeuse au sein du stockage, à différentes époques de temps avant et après la mise en place des barrières précitées, avec comme concentrations du terme « source » les mesures de 2010 de la campagne de l'INERIS de caractérisation de l'air en fond de stockage pour le scénario 1, pour le scénario 2, celles mesurées en tête de fût lors de l'acceptation des déchets et, pour le scénario 3, celles estimées par l'INERIS par modélisation après ennoyage total des déchets et complexation ;
- l'évaluation des fuites possibles en surface des polluants sous forme gazeuse du stockage, à différentes époques de temps avant et après la mise en place des barrières précitées ;
- l'évaluation des concentrations en contaminants dans l'air extérieur au droit des zones de promenades à proximité du site de StocaMine (puits Else) et en limite des zones de servitudes mises en place au droit des anciens puits miniers avant et après la mise en place des barrières.

En conclusion, il apparaît que les concentrations estimées dans l'air extérieur sont pour certaines substances inférieures à celles de l'environnement local témoin, dans la gamme ou supérieures à ces dernières :

- dans le cas du scénario 1, la concentration en éthylbenzène est dans la gamme des concentrations de l'environnement local témoin (en soulignant à nouveau, que la concentration du terme source est issue d'analyses qualitatives dont les résultats ne correspondent donc qu'à un ordre de grandeur), et dans le cas de l'acide cyanhydrique, la concentration est légèrement supérieure. Pour les autres substances, aucune valeur n'est disponible au regard de l'environnement local témoin et/ou des valeurs de gestion ;
- dans le cas du scénario 2, la concentration en acide cyanhydrique est également légèrement supérieure à celle de l'environnement local témoin. De même que mentionné pour le scénario 1, pour certaines substances aucune donnée n'est disponible dans l'environnement local témoin, ni dans la littérature, c'est notamment le cas du mercure élémentaire, de l'arsine. En outre, pour ces dernières, aucune valeur de gestion réglementaire dans l'air n'est disponible ;
- dans le cas du scénario 3, qui ne concerne *in fine* que deux substances, la concentration en acide cyanhydrique est nettement inférieure l'environnement local témoin, et celle de mercure élémentaire est extrêmement faible, en rappelant pour cette dernière l'absence de données dans l'environnement local témoin.

Au regard de ces résultats, et tenant compte des diverses incertitudes (liées notamment au terme source, aux flux arrivant en surface, à la dispersion atmosphérique) et malgré de nombreux choix de valeurs conservatoires lors des modélisations, il s'est avéré nécessaire de conduire une évaluation des risques sanitaires pour les populations pour statuer sur l'impact de ces substances, notamment pour le mercure élémentaire et l'acide cyanhydrique.

Quant à l'étude relative à l'impact du stockage sur la santé des populations (hors travailleurs), elle a comporté les étapes suivantes :

- l'élaboration du schéma conceptuel sur la base des résultats, conclusions et recommandations de l'étude sur l'impact potentiel sur la ressource en eau et de ceux sur l'étude de l'impact potentiel sur le milieu air extérieur. Le schéma conceptuel intègre le terme source, les vecteurs de transfert/voies de transfert et d'exposition, et les enjeux (populations humaines hors travailleurs, ressources en eau, etc.) ;
- les 4 étapes classiques d'une évaluation quantitative des risques sanitaires – EQRS - qui sont, l'évaluation de la toxicologie des substances considérées, l'évaluation des expositions, l'évaluation des risques, avec l'étude des incertitudes liées à chacune de ces étapes.

Les résultats de l'évaluation des risques pour la santé humaine des populations présentes dans la dizaine des prochaines années (scénario 1) et dans le futur à plus long terme après la mise en place des barrières et l'ennoyage des déchets (scénarios 2 et 3) fréquentant respectivement les zones de promenade à proximité du site de StocaMine (puits Else) ou en limite des zones de servitudes mises en œuvre au droit des anciens ouvrages, montrent que :

- les concentrations « estimées/modélisées » dans l'air extérieur n'engendrent pas de risque sanitaire en lien avec la voie inhalation de

vapeur en extérieur (le quotient de danger global lié aux effets à seuil et l'excès de risque global lié aux effets sans seuil ne dépassant pas leur valeur seuil respective, inférieur d'un et trois ordres de grandeur),

- les concentrations attendues en phase dissoute dans la nappe et les eaux de surface en lien avec le stockage,

n'engendreraient pas de dégradation de la qualité de la ressource en eau au regard des critères actuellement disponibles, tenant compte également de certaines incertitudes.

Cette étude d'évaluation quantitative des risques sanitaires a été réalisée en suivant une démarche conservatoire lors du déroulement de chacune de ses étapes. Cela a été conduit par le biais de nombreux choix de valeurs de paramètres conservatoires (concentrations maximales pour le terme source, des paramètres majorants pour l'estimation de la dispersion atmosphérique comme ceux relatifs aux conditions météorologiques ou environnementales, des paramètres majorants d'exposition des populations, comme les durées de fréquentation des zones, etc.).

Pour ce qui concerne le scénario 1 relatif à la période actuelle et la dizaine d'années à venir, malgré l'évaluation des risques sanitaires indiquant que ces derniers sont inférieurs aux seuils (d'un ordre de grandeur pour les effets à seuil et de trois ordres de grandeur pour les effets sans seuil), il est recommandé les étapes suivantes afin de préciser l'impact sanitaire potentiel de ce scénario : la réalisation de mesures des concentrations en sortie du puits Else pour une liste de paramètres chimiques adaptée, et au regard des résultats, de réaliser une modélisation de la dispersion avec le modèle ADMS avec notamment des paramètres relatifs aux conditions météorologiques spécifiques au site afin d'estimer les concentrations d'exposition des populations au droit des zones étudiées. Et en cas de besoin, des campagnes de mesures des concentrations d'exposition au droit de ces zones seront à conduire.

En outre, la prise en compte d'incertitudes a été intégrée, incertitudes qui ne sont pas de nature à modifier les conclusions.

Il est également à rappeler que ces estimations sont établies sur un certain nombre d'hypothèses, et sur l'état des connaissances scientifiques actuelles.

Les hypothèses retenues concernent en particulier le recours à des restrictions d'usages de l'eau souterraine autour des 5 puits de la mine Amélie dans un rayon qui devra être précisé par une étude spécifique, et la mise en place de servitudes au droit des puits miniers interdisant notamment la construction de bâtiments (dont les périmètres seront potentiellement à revoir) ou l'exploitation de puits privés.

En outre, un plan de surveillance des milieux eau et air sera à élaborer, tenant compte notamment d'une liste de paramètres chimiques plus adaptée et plus complète qu'actuellement.

## **GLOSSAIRE (acronymes et abréviations)**

ADMS	Atmospheric Dispersion Modelling System
AEA	Alimentation en Eau Agricole
AEI	Alimentation en Eau Industrielle
AEP	Alimentation en eau potable
AFSSA	Agence française de sécurité sanitaire des aliments
AFSSET	Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail
ANSES	Agence Nationale de Sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
ASPA	Association pour la Surveillance et l'étude de la Pollution atmosphérique en Alsace
ARS	Agence Régionale de Santé
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BMD :	Benchmark dose
BMDL10 :	Benchmarkdose à la limite de 10 %
BTEX :	Benzène-Toluène-Ethylbenzène-Xylènes
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
CAP	Certificat d'Acceptation Préalable
CERC	Cambridge Environmental Research Consultants
CICAD	Concise International Chemical Assessment Documents
COFIL	Comité de pilotage
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DJE	Dose journalière d'exposition
DREAL	Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
ETM	Eléments Traces Métalliques
ERI	Excès de risque individuel
ERU	Excès de risque unitaire
EFSA	European Food Safety Authority
IEM	Interprétation de l'état des milieux
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des RISques
JEFCA	The joint FAO/WHO expert Committee on Food Additives
LD	Limite de Détection

LOAEC	Lowest Observed Adverse Effect Concentration (concentration minimale entraînant un effet néfaste observé)
LOAEL	Lowest Observed Adverse Effect Level (dose minimale entraînant un effet néfaste observé)
LOEC	Lowest Observed Effect Concentration (concentration minimale Entraînant un effet observé)
LOEL	Lowest Observed Effect Level (dose minimale entraînant un effet observé)
LQ	Limite de Quantification
MDPA	Mines De Potasse d'Alsace
MEDD	Ministère de l'écologie et du développement durable
MEEDDAT	Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire
MMR	Mesure de Maîtrise des Risques
MRL	Minimum risk level (niveau de risque minimum)
NOAEC	No Observed Adverse Effect Concentration (concentration maximale sans effet néfaste observé)
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level (dose maximale sans effet néfaste observé)
NQE	Norme de Qualité Environnementale
NSF	The Public Health And Safety Company (Société internationale)
NTP	National Toxicological Program
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
PBPK	Physiologie basé sur la pharmacocinétique
QD	Quotient de danger
RfD	Reference dose (dose de référence)
RIVM	RijksInstituut voor Volksgezondheid & Milieu (National Institute of Public Health and the Environment, Pays-Bas)
SAGE	Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SDAGE	Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux
TDI	Tolerable Daily Intake
US EPA	Environmental Protection Agency of United States
VTR	Valeur Toxicologique de Référence

## **1. CONTEXTE ET OBJECTIF**

Dans le cadre du scénario de stockage illimité des déchets à StocaMine, cette étude a pour objet d'évaluer son impact sur la santé des populations riveraines (hors travailleurs), en tenant compte de l'étude sur l'impact potentiel du stockage sur la ressource en eau [Réf. - 21] et de l'étude de l'impact potentiel du stockage sur le milieu air extérieur (cf. section 3 du présent rapport).

Une première analyse des données existantes avait été réalisée en avril 2010 par l'INERIS et avait fait l'objet d'un précédent rapport [Réf. - 16]. Celui-ci portait sur une analyse critique des études d'impact sur la santé des populations (hors travailleurs) et sur la ressource en eau conduites auparavant pour le compte de StocaMine par des organismes sous-traitants. .

Dans le cadre du projet de stockage pour une durée illimitée des déchets, ces derniers n'impactent potentiellement la qualité des milieux que s'ils peuvent migrer vers l'environnement de surface (ouvrages miniers, air extérieur, nappe phréatique, eau superficielle, etc.). Les principaux impacts à étudier à court, moyen et long terme (cf. au regard notamment d'expositions chroniques des populations humaines) sont donc les impacts chimiques en cas de remobilisation et de sortie des polluants vers la surface.

L'étude relative à l'impact potentiel du stockage sur la ressource en eau dans le cadre du scénario de stockage illimité [Réf. - 21] a été réalisée sur la base de concentrations attendues sous forme dissoute suite à l'envoyage total des déchets de StocaMine en présence de barrières. Le « scénario de référence » retenu dans l'étude ne considère *in fine* en termes d'impact que le cas d'une expulsion à long terme de la saumure polluée à travers les barrières dans la nappe d'Alsace. Cependant, en ce qui concerne l'étude potentielle de l'impact du stockage sur le milieu air, nécessaire également pour l'étude de l'impact potentiel sur la santé des populations (hors travailleurs), outre cette période de temps précitée, les périodes antérieures, à plus court terme, en particulier précédant la mise en place des barrières, sont également à considérer.

Ainsi, les différents « scénarios » étudiés pour l'étude de l'impact potentiel du stockage sur le milieu air et ensuite pris en compte pour l'étude d'impact potentiel sur la santé des populations sont :

- **« Scénario 1 » : court terme**

Il concerne la période couvrant les quelques années à venir (une dizaine d'année), avant la mise en place des barrières et des bouchons non encore réalisés pour les puits Joseph et Else, avec poursuite de la ventilation contrôlée du site de StocaMine au puits Else (sans modification potentielle au regard des futurs travaux de mise en place des barrières), et en considérant l'absence de corrosion significative des fûts.

- **« Scénario 2 » : moyen terme**

Il concerne une période de temps qui débute après la mise en place des barrières, et avec un envoyage partiel de la zone de stockage des déchets, ce qui notamment ne conduira pas à certaines réactions chimiques comme la complexation des cyanures par les métaux.

○ **« Scénario 3 » : long terme**

Il concerne une période de temps après la mise en place des barrières et l'ennoyage total de la zone des déchets, avec dissolution des déchets et réactions chimiques comme notamment la complexation des cyanures par les métaux.

Ces scénarios et les hypothèses associées sont traités plus en détails dans les sections suivantes.

## **2. DÉMARCHE ADOPTÉE PAR L'INERIS**

Une recherche d'éléments complémentaires à ceux préexistants a été nécessaire, notamment concernant les sources potentielles de contamination, les vecteurs et les milieux de transfert, les milieux d'exposition (pour la santé des populations humaines hors travailleurs) et les enjeux.

Les études complémentaires réalisées concernant le terme source [Réf. - 17], le contexte géomécanique [Réf. - 19] et le contexte hydrogéologique [Réf. - 20] ont ainsi conduit à considérer de manière itérative différentes hypothèses plus particulièrement concernant le phénomène d'ennoyage et la mise en place de barrières, avec *in fine* le choix d'un « scénario de référence » avec barrières (cf. notamment les rapports Réf. - 19], [Réf. - 20)).

Les sections ci-après ne mentionnent que les éléments majeurs nécessaires au déroulement de la démarche suivie pour l'étude de l'impact potentiel du stockage sur le milieu air et sur la santé des populations, sur la base d'informations issues des rapports cités ci-dessus.

Les sections suivantes relatives à l'impact du stockage sur le milieu air extérieur et à l'impact du stockage sur la santé des populations (hors travailleurs) comportent différentes étapes.

Après un rappel des conclusions et des recommandations de l'étude concernant l'impact potentiel du stockage sur la ressource en eau [Réf. - 21], le chapitre suivant porte sur l'étude relative à l'impact potentiel du stockage sur le milieu air extérieur qui comporte les étapes suivantes :

- la prise en compte des données actuellement disponibles relatives : à la définition des concentrations de l'environnement local témoin, à un potentiel dégazage des déchets, à la présence d'activités biologique ou chimique, au regard des concentrations mesurées en espace de tête des fûts lors de l'acceptation des déchets, dans l'air au sein du stockage, et en sortie du stockage. Ces données sont nécessaires au regard des concentrations de l'environnement local témoin, premier critère de comparaison de mise en évidence d'un impact potentiel du stockage sur la qualité du milieu air ;
- la prise en compte des résultats des travaux sur le terme source réalisés par l'INERIS [Réf. - 17], en particulier les concentrations en polluants sous forme gazeuse calculées dans le stockage en présence de barrières ouvragées à base d'argiles gonflantes et avec l'ennoyage total des déchets prenant en compte les 44000 tonnes de déchets actuellement stockés ;
- l'évaluation de la concentration des polluants sous forme gazeuse au sein du stockage, à différentes époques de temps avant et après la mise en place des barrières précitées ;

- l'évaluation des fuites possibles en surface des polluants sous forme gazeuse du stockage, à différentes époques de temps avant et après la mise en place des barrières précitées avec comme concentrations du terme « source » les mesures de 2010 de la campagne de l'INERIS de caractérisation de l'air en fond de stockage pour le scénario 1, pour le scénario 2, celles mesurées en tête de fût lors de l'acceptation des déchets et, pour le scénario 3, celles estimées par l'INERIS par modélisation après ennoyage total des déchets et complexation ;
- l'évaluation des concentrations en contaminants dans l'air extérieur au droit des zones de promenades à proximité du site de StocaMine (puits Else) et en limite des zones de servitudes mises en place au droit des anciens puits miniers avant et après la mise en place des barrières ;
- les conclusions et recommandations.

Quant à l'étude relative à l'impact du stockage sur la santé des populations (hors travailleurs), elle comporte les étapes suivantes :

- l'élaboration du schéma conceptuel sur la base des résultats, conclusions et recommandations de l'étude sur l'impact potentiel sur la ressource en eau [Réf. - 21] et de ceux sur l'étude de l'impact potentiel sur le milieu air extérieur. Le schéma conceptuel intègre le terme source, les vecteurs de transfert/voies de transfert et d'exposition, et les enjeux (populations humaines hors travailleurs, ressources en eau, etc. Il est nécessaire à la mise en œuvre d'évaluation quantitative des risques sanitaires ;
- les 4 étapes classiques d'une évaluation quantitative des risques sanitaires - EQRS - qui sont, l'évaluation de la toxicologie des substances considérées, l'évaluation des expositions, l'évaluation des risques, avec l'étude des incertitudes liées à chacune de ces étapes ;
- les conclusions et recommandations.

### **3. IMPACT POTENTIEL DU STOCKAGE (SUBSTANCES SOUS FORME GAZEUSE) SUR L'AIR EXTÉRIEUR**

#### **3.1 INTRODUCTION**

En rappel de la section 1, dans le cadre du projet de stockage pour une durée illimitée des déchets, ces derniers n'impactent potentiellement la qualité des milieux que s'ils peuvent migrer vers l'environnement de surface (ouvrages miniers, air, nappe phréatique, eau superficielle, etc.). Les principaux impacts à étudier à court, moyen et long terme (cf. au regard notamment d'expositions chroniques des populations humaines) sont donc les impacts chimiques en cas de remobilisation et de sortie des polluants vers la surface.

## 3.2 ACQUISITION DE DONNÉES COMPLÉMENTAIRES ET ÉVOLUTION PRÉVISIBLE DU « SYSTÈME »

### 3.2.1 RAPPELS SUR L'ÉTUDE DU TERME SOURCE

L'étude du terme source réalisée par l'INERIS [Réf. - 17] avait pour objectif :

- de compléter les précédents travaux de BMG [Réf. - 8] en établissant les quantités de contaminants présents dans le stockage, issues des certificats d'acceptation préalable (CAP) et des analyses de composition et de masse de chaque lot ou arrivage de déchets, données transmises par StocaMine ;
- d'estimer les concentrations susceptibles de sortir de l'exploitation minière notamment sous formes dissoute et gazeuse. Seules les substances sous forme gazeuse sont étudiées et non celles sous forme particulaire au regard notamment de leur comportement dans le futur, au sein du stockage et dans le sous-sol.

Pour les calculs des concentrations dans l'air proposées par l'INERIS [Réf. - 17], l'approche retenue a consisté à évaluer, par modélisation géochimique, les concentrations à l'équilibre avec le logiciel PHREEQC (US Geological Survey) et la base de données MINTEQ v3.0. et v4. Les substances concernées sont le mercure élémentaire et l'acide cyanhydrique.

Parmi les hypothèses de calculs de simulations géochimiques sont notamment à rappeler :

- l'envoyage total des déchets, avec des conditions oxydantes ;
- une masse de déchets entourée par les barrières, interagissant avec 7000 m<sup>3</sup> de saumure saturée. Ce volume correspond à l'espace vide disponible entre les colis de déchets (big-bags et fûts pour un total de 44000 t) et au sein de ces derniers, une fois que l'espace vide au-dessus des déchets et dans les recoupes aura été comblé par le fluage du sel ;
- la complexation par les métaux de cyanures (CN)<sup>-</sup>. Cette prise en compte conduit notamment, au regard de l'étude de BMG [Réf. - 8], à des valeurs inférieures estimées pour l'acide cyanhydrique en phase gazeuse du fait du pH alcalin du stockage et de la complexation par les métaux. En rappel, extrait de [Réf. - 17] : « Les cyanures mesurés par le laboratoire interne de StocaMine sont des cyanures « libres ». Le laboratoire mesurait par colorimétrie le cyanure extrait par une solution de NaOH 0.01 N (pH 12) pendant 10 minutes. Ce cyanure est dit « libre ». Les cyanures totaux comprennent des formes combinées ou complexées et des formes dites « libres ». A court terme, seules les formes « libres » peuvent libérer des ions cyanures CN<sup>-</sup> et complexer des cations métalliques ou former de l'acide cyanhydrique HCN pouvant passer en phase gazeuse. Rappelons que le stock de cyanures totaux n'est pas connu. »

Tableau 1 : Concentration (mg/m<sup>3</sup>) calculées en mercure élémentaire et acide cyanhydrique dans le stockage sous forme gazeuse suite à l'ennoyage de StocaMine en présence de barrières

	Concentration (mg/m <sup>3</sup> ), scénario avec barrières (7 000 m <sup>3</sup> )
mercure élémentaire Hg <sup>0</sup>	7,4 E-27
acide cyanhydrique gazeux HCN	2,8 E-06

Il est d'ores et déjà également rappelé que l'INERIS [Réf. - 17] mentionne que les résultats obtenus au regard de diverses incertitudes correspondent à des ordres de grandeur (cf. notamment concernant les résultats analytiques, les quantités évaluées, etc., avec des incertitudes de l'ordre de 50% par exemple, l'estimation des quantités de déchets, etc.). Ce point et son impact potentiel sur les conclusions est abordé plus en détails dans les sections 3.3.4 et 4.4.4.1 relatives aux incertitudes dans le cadre de l'étude de l'impact potentiel du stockage sur le milieu air et de l'étude de l'impact potentiel du stockage sur la santé des populations (hors travailleurs).

En outre, concernant l'émission des formes gazeuses et l'atmosphère chimique du stockage, le rapport INERIS [11] souligne les éléments majeurs suivants, plus particulièrement pour l'arsine, le mercure élémentaire, l'acide cyanhydrique et le phénol :

- « l'arsine nécessite pour sa formation des conditions réductrices qui ne sont pas réunies et ne le seront probablement pas dans le futur et du pH élevé ». La mise en œuvre d'un calcul pour le cas de l'arsine n'a pas été jugée pertinente [communication orale du 25-11-11 de P. Hennebert, INERIS) : « Compte tenu du potentiel redox oxydé des déchets, de la nécessité de bactéries réductrices et d'une activité biologique pour produire de l'arsine et des dérivés organiques volatils, la concentration en AsH<sub>3</sub> est estimée dans l'atmosphère du stockage après ennoyage à 0 mg/m<sup>3</sup> » ;
- « le mercure élémentaire nécessite pour sa formation des conditions réductrices qui ne sont pas réunies et ne le seront probablement pas dans le futur », en cohérence avec la très faible concentration calculée [Réf. - 17], indiquée dans le Tableau 1 ci-dessus ;
- « pour le phénol, ses caractéristiques physico-chimiques, notamment le pKa, le pH alcalin du stockage réduira, comme pour l'acide cyanhydrique, la forme volatile non ionisée, et donc les émissions gazeuses potentielles. »

En conclusion, cette étude complémentaire du terme source de l'INERIS [Réf. - 17], a permis d'estimer par calculs des concentrations pour certaines substances après ennoyage total avec présence de barrières, ou à conclure à l'absence d'autres substances au regard de leur comportement et conditions physicochimiques et biologiques au sein du stockage.

Les résultats présentés dans le Tableau 1 ci-dessus sont intégrés en tant que données d'entrée des modélisations de transfert étudiées pour l'étude de l'impact potentiel du stockage sur l'air extérieur et de l'impact potentiel du stockage sur la santé des populations (hors travailleurs).

### 3.2.2 AUTRES RAPPELS CONCERNANT LES CONNAISSANCES ACTUELLES RELATIVES AUX CONCENTRATIONS ATTENDUES SOUS FORME GAZEUSE

Les paragraphes suivants synthétisent les connaissances actuelles au regard des concentrations attendues sous forme gazeuse dans le stockage.

En effet, en lien avec les différents scénarios étudiés, cités en section 1, ces données qui sont les concentrations mesurées lors de tests de dégazage, en espace de tête de fûts avant leur acceptation et leur stockage (caractérisation de l'air interstitiel à l'intérieur des emballages), et celles mesurées dans l'air de la mine par l'INERIS en février 2010, sont également des paramètres d'entrée pour l'étude de l'impact potentiel sur la qualité de l'air et sur la santé des populations. Elles sont choisies au regard des « scénarios » étudiés, comme explicité en section 1.

Les déchets de classes B3 (déchets arséniés), B5 (déchets mercuriels) et A1 (Sels de trempe cyanurés) ont fait l'objet de tests de dégazage avant leur acceptation et leur stockage, avec la caractérisation de la concentration en arsine ( $\text{AsH}_3$ ), mercure métallique ( $\text{Hg}^0$ ) et acide cyanhydrique (HCN) dans l'air interstitiel à l'intérieur des emballages. Les résultats sont repris dans le Tableau 2 ci-dessous.

Tableau 2 : Concentrations maximales ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) mesurées en acceptation de déchet en espace de tête de fût (citées dans [8]).

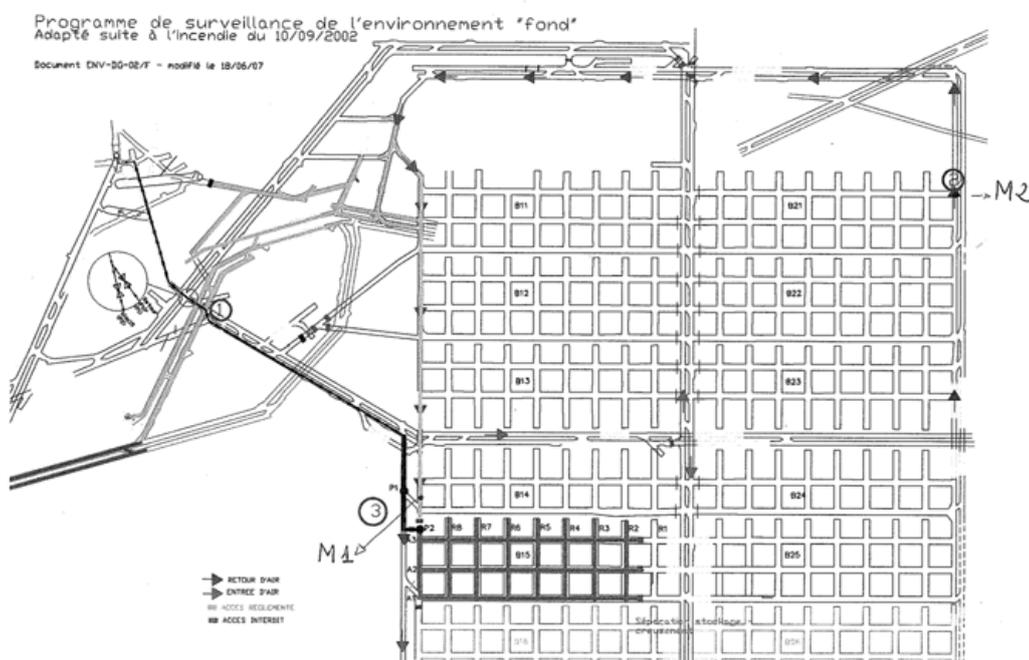
	Concentration maximale ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	Commentaires
<b>Arsine <math>\text{AsH}_3</math></b>	0,06	1 valeur, avec la majorité des résultats avec des concentrations inférieures à la LQ de $0,03 \text{ mg}/\text{m}^3$ (45 valeurs) sur un total de 46 valeurs
<b>Mercure <math>\text{Hg}^0</math></b>	0,04	1 valeur, avec la majorité des résultats avec des concentrations inférieures à la LQ de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (19 valeurs) sur un total de 23 valeurs
<b>Acide cyanhydrique gazeux HCNg</b>	7 <sup>1</sup>	1 valeur, avec la majorité des résultats avec des concentrations inférieures à la LQ de $2 \text{ mg}/\text{m}^3$ (12 valeurs) sur un total de 15 valeurs

<sup>1</sup>Dans l'annexe 5.1 de [Réf. - 11 est indiqué 6 ppm ou  $6 \text{ mg}/\text{m}^3$ , or la conversion de 1 ppm est égale à  $1,12 \text{ mg}/\text{m}^3$ .

Plus récemment, le 24 février 2010, une campagne de prélèvements d'air a été réalisée par l'INERIS [Réf. - 18. Elle concernait deux points de mesure, en poste fixe, dans le stockage souterrain de déchets, avec la réalisation d'analyses chimiques qualitatives et quantitatives :

- au point M1 en voie de retour d'air de stockage 1 entre l'allée 1 et 2 du bloc 14 ;
- au point M2 en voie de retour d'air de stockage 2 au niveau de l'allée 3 du bloc 21 (cf.
- Figure 1).

Figure 1 : Positionnement des points de mesure M1 et M2



Il est important de souligner que l'objectif de cette campagne était l'étude de l'exposition professionnelle à des agents chimiques, suite à des interrogations du personnel concernant l'inhalation de composés malodorants, par le biais de la caractérisation de composés pouvant être à l'origine des odeurs détectées dans l'enceinte du stockage souterrain de déchets. Elle ne concernait donc pas une étude exhaustive de composés sous forme gazeuse liés au dégazage des déchets stockés. Cependant la liste des paramètres chimique avait été complétée (acide chlorhydrique, mercure volatil) au regard d'une activité chimique et biologique potentielle actuelle, dans le cadre de la présente étude liée au dossier de cessation d'activité<sup>2</sup>.

<sup>2</sup> En outre, les limites de quantification relatives par exemple aux composés particuliers ne tenait pas compte des valeurs cibles disponibles par exemple pour l'arsenic, le cadmium, le nickel et le benzo(a)pyrène, ainsi les LQ de l'INERIS sont-elles supérieures de l'ordre d'un facteur 10 000 à ces des valeurs guides disponibles.

En outre, pour obtenir des conditions maximisantes, le jour de la campagne de prélèvements, il avait été décidé, en accord avec StocaMine, de diminuer le débit d'air par rapport aux conditions habituelles, seul un ventilateur était en fonctionnement. Des mesures de débit ont été réalisées par des membres du personnel de StocaMine au sein d'une galerie.

Les résultats des analyses qualitatives sont présentés respectivement dans le Tableau 3 et Tableau 4 ci-dessous, le dernier indiquant des concentrations qui ne sont que des valeurs très approximatives et des seuils estimés (extrait du rapport [Réf. - 18]).

*Tableau 3 : Résultats des analyses qualitatives des prélèvements d'air de la mine réalisés par l'INERIS en février 2010 aux points M1 et M2*

<b>Famille</b>	<b>Substances</b>	<b>Point M1</b>	<b>Point M2</b>
<b>Hydrocarbures halogénés</b>	Trichloroéthylène	x	x
	Tétrachloroéthylène	x	x
	Dichlorobenzène	X	X
	Hexachloroéthane	X	-
<b>Acides organiques</b>	Acide acétique	X	X
<b>Hydrocarbures</b>	Paraffines saturées (isobutane, méthylbutane, pentane, méthylpentane, hexane, méthylhexane, isooctane, heptane, nC <sub>9</sub> à nC <sub>14</sub> )	X	X
	Paraffines insaturées	X	X
	Cycloparaffines en C <sub>5</sub> et C <sub>6</sub>	X	X
	Terpène (α pinène)	X	X
<b>Hydrocarbures aromatiques monocycliques</b>	Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylènes	X	X
	Alkylbenzènes en C <sub>3</sub> et C <sub>4</sub>	X	X
<b>Hydrocarbures aromatiques polycycliques - HAP</b>	Naphtalène	traces	traces
<b>Polychlorobiphényles - PCB</b>	3 isomères du tétrachlorobiphényle	X	X
Légende : la taille des « X » relate une « échelle » des concentrations			

Tableau 4 : Concentrations « estimées » ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) issues des analyses qualitatives des prélèvements d'air de la mine réalisés par l'INERIS en février 2010 aux points M1 et M2

Famille	Substances	Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
		Point M1	Point M2
Hydrocarbures halogénés	Trichloroéthylène	3,3E+00	6,7E+00
	Tétrachloroéthylène	3,3E+00	1,7E+00
	Dichlorobenzène	2,3E+01	2,3E+01
	Hexachloroéthane	6,7E+00	< 8,3E-01
Hydrocarbures	Pentane	2,2E+01	2,8E+01
	Hexane	6,7E+00	6,7E+00
	Heptane	1,2E+01	2,8E+01
	Benzène	5,0E+00	1,8E+01
	Toluène	6,5E+01	1,3E+02
	Ethylbenzène	3,2E+01	5,0E+01
	Xylènes	5,0E+01	8,3E+01
	Benzènes substitué en C3	4,5E+01	5,7E+01
	Benzène substitué en C4	2,0E+01	8,3E+00
Hydrocarbures aromatiques polycycliques - HAP	Naphtalène	3,3E+00	1,0E+00
Polychlorobiphényles - PCB	3 isomères du tétrachlorobiphényl	3,3E+00	< 8,3E-01
Légende :			
(*) : les résultats sont des valeurs très approximatives, de même le seuil est un seuil estimé. Cela a conduit à présenter ici les concentrations arrondies à un chiffre significatif après la virgule.			

Ce Tableau 4 d'analyses qualitatives (screening) indique notamment la présence d'acide acétique, d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques (benzène, éthylbenzène, toluène, xylènes, naphtalène), d'hydrocarbures halogénés (trichloroéthylène, tétrachloroéthylène) et de polychlorobiphényles.

Les résultats des analyses quantitatives sont présentés dans le Tableau 5 ci-dessous (extrait du rapport [Réf. - 18]).

Tableau 5 : Concentrations dans les prélèvements d'air de la mine réalisés par l'INERIS en février 2010 aux points M1 et M2

Substances	unités	Point M1 retour d'air du stockage 1 entre l'allée 1 et 2 du bloc 14	Point M2 retour d'air du stockage 2 au niveau de l'allée 3 du bloc 21
<b>Hydrocarbures C6-C12</b>	mg/m <sup>3</sup>	ND (<3)	ND (<2)
<b>Acétone</b>	mg/m <sup>3</sup>	<0,1	0,1
<b>Phénol</b>	µg/m <sup>3</sup>	0,5	0,5
<b>Aldéhydes</b>			
<b>Formaldéhyde</b>	µg/m <sup>3</sup>	4	3
<b>Acétaldéhyde</b>	µg/m <sup>3</sup>	8	8
<b>Propionaldéhyde</b>	µg/m <sup>3</sup>	1	1
<b>Butanal</b>	µg/m <sup>3</sup>	<1	<1
<b>Pentanal</b>	µg/m <sup>3</sup>	1	1
<b>Hexanal</b>	µg/m <sup>3</sup>	ND (<1)	ND (<1)
<b>Heptanal</b>	µg/m <sup>3</sup>	ND (<1)	ND (<1)
<b>Octanal</b>	µg/m <sup>3</sup>	ND (<1)	ND (<1)
<b>Acides organiques</b>			
<b>Acide formique</b>	mg/m <sup>3</sup>	ND (<0,3)	ND (<0,3)
<b>Acide acétique</b>	mg/m <sup>3</sup>	ND (<0,4)	ND (<0,4)
<b>Acide propionique</b>	mg/m <sup>3</sup>	ND (<0,7)	ND (<0,8)
<b>Acide butyrique</b>	mg/m <sup>3</sup>	ND (<0,5)	ND (<0,5)
<b>Acide valérique</b>	mg/m <sup>3</sup>	ND (<1,2)	ND (<1,2)
<b>Polychlorobiphényles PCB</b>	µg/m <sup>3</sup>	ND (<0,1)	ND (<0,1)
<b>Pesticides organochlorés</b>	µg/m <sup>3</sup>	ND (<3)	ND (<2)
<b>Pesticides azotés</b>	µg/m <sup>3</sup>	ND (<3)	ND (<2)
<b>Composés azotés</b>			
<b>Ammoniac NH<sub>3</sub></b>	mg/m <sup>3</sup>	0,5	0,06
<b>Oxydes d'azote</b>			
<b>Monoxyde d'azote</b>	ppb	188	85
<b>Dioxyde d'azote</b>	ppb	49	10
<b>Composés soufrés</b>			
<b>Sulfure d'hydrogène</b>	µg/m <sup>3</sup>	ND (<7)	ND (<7)
<b>Méthylmercaptan</b>	µg/m <sup>3</sup>	ND (<10)	ND (<10)
<b>Diméthylsulfure</b>	µg/m <sup>3</sup>	ND (<14)	ND (<14)

<b>TRS (composés soufrés réduit totaux)</b>	ppb	ND (<1)	ND (<1)
<b>Cyanure d'hydrogène - HCN</b>	mg/m <sup>3</sup>	0,4	0,2
<b>Acide chlorhydrique</b>	µg/m <sup>3</sup>	ND (<4)	ND (<0,3)
<b>Poussières</b>			
<b>Poussières alvéolaires</b>	mg/m <sup>3</sup>	0,03	ND (<0,03)
<b>Métaux particuliers</b>			
<b>Mercure</b>	µg/m <sup>3</sup>	7	13
<b>Arsenic</b>	mg/m <sup>3</sup>	<0,07	<0,07
<b>Plomb</b>	mg/m <sup>3</sup>	<0,07	<0,07
<b>Cadmium</b>	mg/m <sup>3</sup>	<0,07	<0,07
<b>Chrome</b>	mg/m <sup>3</sup>	<0,07	<0,07
<b>Chrome VI</b>	µg/m <sup>3</sup>	ND (<3)	ND (<3)
<b>Mercure volatil</b>	µg/m <sup>3</sup>	0,8	0,8
Légende : ND : non détecté			

L'analyse de ce Tableau 5 de résultats quantitatifs indique notamment :

- l'absence de différences significatives entre les deux points de mesure à l'exception des concentrations mesurées en oxydes d'azote, en ammoniac, en mercure particulaire ;
- des concentrations inférieures aux limites de détection pour l'acide acétique, les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques en C6-C12, le PCB ;
- également l'absence d'acides gras volatils (pas de fermentation), de composés soufrés dont H<sub>2</sub>S (pas de réduction) ;
- la présence de phénol, de mercure volatil, d'acide cyanhydrique, et de certains aldéhydes (formaldéhyde, acétaldéhyde).

En conclusion, il apparaît que les substances trouvées en trace peuvent dans tous les cas provenir du dégazage de déchets ou d'une très légère activité chimique et non d'activité biologique.

Un léger dégazage des déchets ou une activité chimique faible est donc en cours.

En outre, les substances trouvées indiquent également la présence de composés organiques dans le stockage, d'origine non déterminée au regard des données transmises par StocaMine.

Par ailleurs, lors de cette campagne réalisée par l'INERIS, des prélèvements de matière solide sur des fûts situés en extrémité de bloc et sélectionnés par StocaMine avaient également été réalisés en voies RAS1 et RAS2, avec en termes de caractérisation chimique : un screening des métaux, le mercure et les cyanures. Le Tableau 6 ci-dessous reprend les résultats [Réf. - 18], donnant des informations au regard notamment de l'état de corrosion des fûts.

*Tableau 6 : Résultats des analyses quantitatives des prélèvements de matières solides sur des fûts en voies RAS1 et RAS2 réalisés par l'INERIS en février 2010*

	Point RAS1	Point RAS1	Point RAS1	Point RAS2
	<b>Sels de trempes cyanurés</b>			<b>Sels mercuriels asséchés</b>
<b>Substances</b>	<b>Solide visqueux sortant d'un fût percé</b>	<b>Dépôt solide le long d'un fût</b>	<b>Sels blancs sur un couvercle</b>	<b>Dépôt solide le long d'un fût</b>
	<b>Concentration dans les matières solides (mg/kg)</b>			
Aluminium	26	28	<17	400
Arsenic	275	99	20	50
Calcium	175	290	39	1425
Cadmium	<17	<17	<17	<17
Chrome	51	29	<17	506
Cuivre	357	125	24	471
Magnésium	<17	<17	<17	1790
Manganèse	<17	<17	<17	1420
Nickel	248	78	20	541
Plomb	46	45	<17	<17
Silicium	5127	5472	<17	<17
Zinc	8186	6076	1257	41
Mercure	0,13	0,22	0,28	240
Cyanures	11500	24200	4700	59

Les échantillons solides prélevés en surface des fûts en voies RAS1 et RAS2 présentent des compositions très différentes. Elles apparaissent néanmoins cohérentes avec la classification retenue pour les déchets qui y sont stockés notamment par rapport aux concentrations en cyanure et mercure relevées. Pour les échantillons prélevés en surface des fûts contenant les sels de trempes cyanurés, le cyanure représente moins de 3% de la masse totale de l'échantillon dosé. Les mesures de contrôle d'ambiance (Contrôles 1<sup>er</sup> trimestre 2010) en cyanure d'hydrogène réalisées par StocaMine ont révélé des teneurs inférieures aux seuils de détection des méthodes utilisées (Résultats communiqués par

StocaMine, mais l'INERIS est encore en attente de la valeur de la limite de détection, indispensable à l'interprétation). Il est à noter que si le cyanure est associé à des sels de potassium ou de sodium, il peut, s'il rentre en contact avec de l'eau, dégager lentement du cyanure d'hydrogène. Cette réaction est plus rapide en présence d'acide. Si le cyanure est associé avec des formes chimiques organiques ce type de dégagement est peu probable.

### 3.2.3 RAPPELS SUR L'ÉTUDE DES VECTEURS DE TRANSFERT

Les éléments repris ci-après et intégrés à l'élaboration des « scénarios 1 à 3 » étudiés sont issus de plusieurs rapports INERIS (l'étude de sûreté de la matrice réceptrice, l'étude hydrogéologique [Réf. - 20], l'étude géomécanique [Réf. - 19], l'étude sur l'impact potentiel du stockage sur la ressource en eau [Réf. - 21].

Ils sont pour certains rappelés, car en première approche, pour le milieu air, l'hypothèse retenue est de considérer que l'air potentiellement contaminé issu du stockage va suivre les mêmes chemins de migration que l'eau. Cependant au regard des nombreuses incertitudes concernant les « points de sortie des gaz en sortie », des hypothèses sont posées et explicitées ci-après, et intégrées à la démarche de calculs traitée en section relative à chacun des scénarios étudiés, pour l'évaluation des concentrations dans l'air au sein du stockage et ensuite en sortie de ce dernier.

Ainsi, sur la base de l'étude de l'environnement minier sont rappelés les éléments suivants concernant les anciens puits d'exploitation<sup>3</sup>.

*« Les puits d'accès, d'aéragé et d'exhaure, constituaient les seuls liens avec la surface. La mise en sécurité de ces puits se traduit par leur remblayage complet avec mise en place de bouchons de cendres volantes destinés à limiter les venues d'eau (en effet, les seules venues d'eau observées dans la mine en exploitation se font par l'intermédiaire des puits de mine). Actuellement, la majorité des puits est donc remblayée, seuls deux puits en lien avec StocaMine sont encore ouverts : il s'agit des puits Joseph et Else.*

*Malgré leur remblayage, un certain débit va pouvoir transiter par les puits de mine fermés depuis la nappe alluviale et finir par rejoindre la mine en descendant gravitairement vers les points bas pour remplir progressivement l'ancienne exploitation. Le long de son parcours, cette eau va se saturer en sel et former de la saumure. Le niveau de saumure va progressivement monter dans l'ancienne mine et chasser l'air vers les points hauts (cf. schéma de principe de l'ennoyage de la mine de potasse). »*

---

<sup>3</sup> Dans les sections suivantes, le texte en italique est repris textuellement des rapports desquels il est extrait, les numéros de références de documents citées dans ces textes sont ces spécifiquement indiquées dans les rapports.

En outre, en rappel, extrait du rapport [Réf. - 21] :

*« La migration potentielle de contaminants issus du site de stockage vers la surface, et en particulier vers la nappe d'Alsace, requiert la présence d'un drain, naturel ou anthropique, mettant en communication les travaux miniers et la surface. Sur le secteur étudié, les vecteurs de transfert potentiels suivants ont été identifiés par l'INERIS [6] :*

- les anciens sondages de reconnaissance (de potasse, d'hydrocarbures, de gaz) ;*
- les anciens puits d'exploitation (15 puits sur le secteur ouest MDPa) ;*
- les failles (existantes et réactivées par un événement sismique).*

*L'étude hydrogéologique de l'INERIS finalisée en mars 2011 [6] a conclu que les 15 puits de mine du secteur sont les principales voies qui permettront un épanchement de saumure dans la nappe d'Alsace du fait du mécanisme de compaction des vides miniers liée au fluage des formations salifères. Ce mécanisme se poursuivra jusqu'à la fermeture complète des vides miniers résiduels après leur ennoyage.*

*Précisons que les anciens puits d'exploitation ont déjà été fermés par des méthodes classiques, à l'exception des puits Joseph et Else. En ce qui concerne le cheminement de la saumure, pendant et après l'ennoyage, les premières études (présentées au COPIL du 01/04/2011) étaient basées sur deux hypothèses :*

- la saumure contaminée s'épanchera à la base de la nappe, dans le cas d'un passage préférentiel par l'extrados du puits, c'est une hypothèse plausible puisque ce chemin est a priori emprunté par l'ennoyage, du fait de la perméabilité de l'extrados aggravée par la dissolution du sel ; »*

*« Rappelons l'existence d'un stot de séparation entre les mines Amélie et Marie-Louise. Toutefois, ce stot se trouve vraisemblablement dans un état dégradé et donc perméable à l'eau. L'INERIS considère que, quel que soit le rôle de ce stot, la saumure potentiellement contaminée sortira très probablement par les puits de la mine Amélie. Il s'agit en effet des ouvrages d'exploitation qui sont à la fois les plus hauts du secteur ouest et les plus proches du site de stockage. Les 5 puits de la mine Amélie sont les puits Joseph, Else (les deux puits les plus proches situés à 300 m du stockage, qui sont encore ouverts), Amélie 1, Amélie 2 et Max. Cette hypothèse fait partie du scénario de référence retenu.*

*Cependant, il est difficile de prédire avec certitude la répartition du débit d'exhaure entre ces 5 puits : c'est pourquoi cette étude a été réalisée autour de l'hypothèse de référence d'une fuite à travers l'ensemble des 5 puits, tout en étudiant l'impact du cas où seuls les 2 puits les plus proches (Joseph et Else), seraient finalement empruntés par la saumure contaminée issue du stockage. Les débits de fuite à travers les 5 puits retenus dans le calcul de référence sont présentés en Annexe 1, le calcul étant basé sur la répartition du débit total de 680 m<sup>3</sup>/an dans chacun des puits au prorata de leur diamètre (cf. scénario de référence décrit dans l'étude hydrogéologique [6]). »*

Par ailleurs, sur la base de l'étude hydrogéologique menée par l'INERIS [Réf. - 20], concluant que les failles et les sondages de reconnaissance, ne sont pas

susceptibles de permettre un épanchement de saumure en surface<sup>4</sup>, ils ne seront pas pris en compte pour le milieu air.

En outre, extrait du rapport [Réf. - 20], « *l'INERIS a examiné les risques liés à l'existence des failles traversant le gisement. Il apparaît ainsi qu'aucune faille ne vient directement impacter le bloc hôte abritant le stockage souterrain de déchets. Cependant, l'INERIS n'exclut pas qu'une faille puisse être réactivée en cas de séisme important atteignant 5 à 6 sur l'échelle de Richter. Une évaluation de la perméabilité d'une telle faille en s'appuyant sur les publications existantes sur le sujet, a conclu que cette perméabilité ne dépasserait pas celle des cinq puits actuels du secteur Amélie et n'aurait donc pas de conséquence significative sur le scénario d'ennoyage de la mine ainsi que sur le scénario de fuite d'eau chargée vers la nappe phréatique en provenance du stockage.* »

### **3.2.4 RAPPELS SUR L'IDENTIFICATION DES ENJEUX (EXISTANTS ET FUTURS)**

Les enjeux liés à l'air ambiant extérieur sont en lien avec les populations humaines et les usages des sols. Ces derniers sont présentés dans l'état initial (section Environnement humain ; renvoi sur le document « état initial ») qui présente également le Plan Local d'Urbanisme (PLU). Dans les environs du site de StocaMine ou à proximité des différents ouvrages (puits, etc.) sont présentes des zones tertiaires, des zones avec des habitats résidentiels et des jardins privatifs, parfois avec des potagers, des piscines, et des habitats collectifs, ainsi que des zones de loisirs avec des plans d'eau ou des étangs, comme le site le plus proche, le marais de Rothmoos immédiatement à l'Est du carreau de StocaMine. Le secteur résidentiel le plus proche est donc la cité Joseph-Else, qui se situe à environ 100 m à l'Ouest de StocaMine (cf. Figure 2, extrait du rapport [Réf. - 24]).

---

<sup>4</sup> du fait du mécanisme de compaction des vides miniers qui se poursuivra jusqu'à la fermeture complète de la mine et qui continuera d'affecter les vides miniers résiduels après leur ennoyage

Figure 2 : Plan de situation et photographies de la zone de StocaMine



Actuellement aucune parcelle fréquentée par des populations sensibles au regard de celles mentionnées dans la circulaire du 8 février 2007 relative à l'implantation sur des sols pollués d'établissements accueillant des populations sensibles, comme des crèches, des écoles, etc., n'est située à proximité immédiate d'un ancien puits d'exploitation. Au regard des éléments rappelés ci-dessus en section 3.2.3 concernant les failles, la recherche d'établissements accueillant des populations sensibles n'a pas été étendue à des zones comportant des failles.

En outre, il est à rappeler l'existence de servitudes d'utilité publique, le site de StocaMine étant concernée par deux servitudes inscrites au PLU, ainsi qu'au droit de certains des ouvrages.

En rappel, les MDPA ont été amenées à mettre au point une méthode de remblayage de leur puits en fin d'exploitation, comprenant notamment après le remblayage de chaque puits, à la fermeture définitive du puits, la mise en place d'une dalle en béton armé.

Les éléments repris ci-après sont extraits des notes de « remblayage des puits – Conditions d'utilisation et accès aux dalles de fermetures des puits » relatives aux puits du secteur Ouest :

*« L'épaisseur minimale des dalles est de 30 cm. Leur face supérieure est en surélévation par rapport au niveau du sol de façon à signaler d'une manière apparente, et pour une longue période, la position exacte du puits remblayé.*

*A la fin des travaux, les dalles ne demandent aucune précaution particulière.*

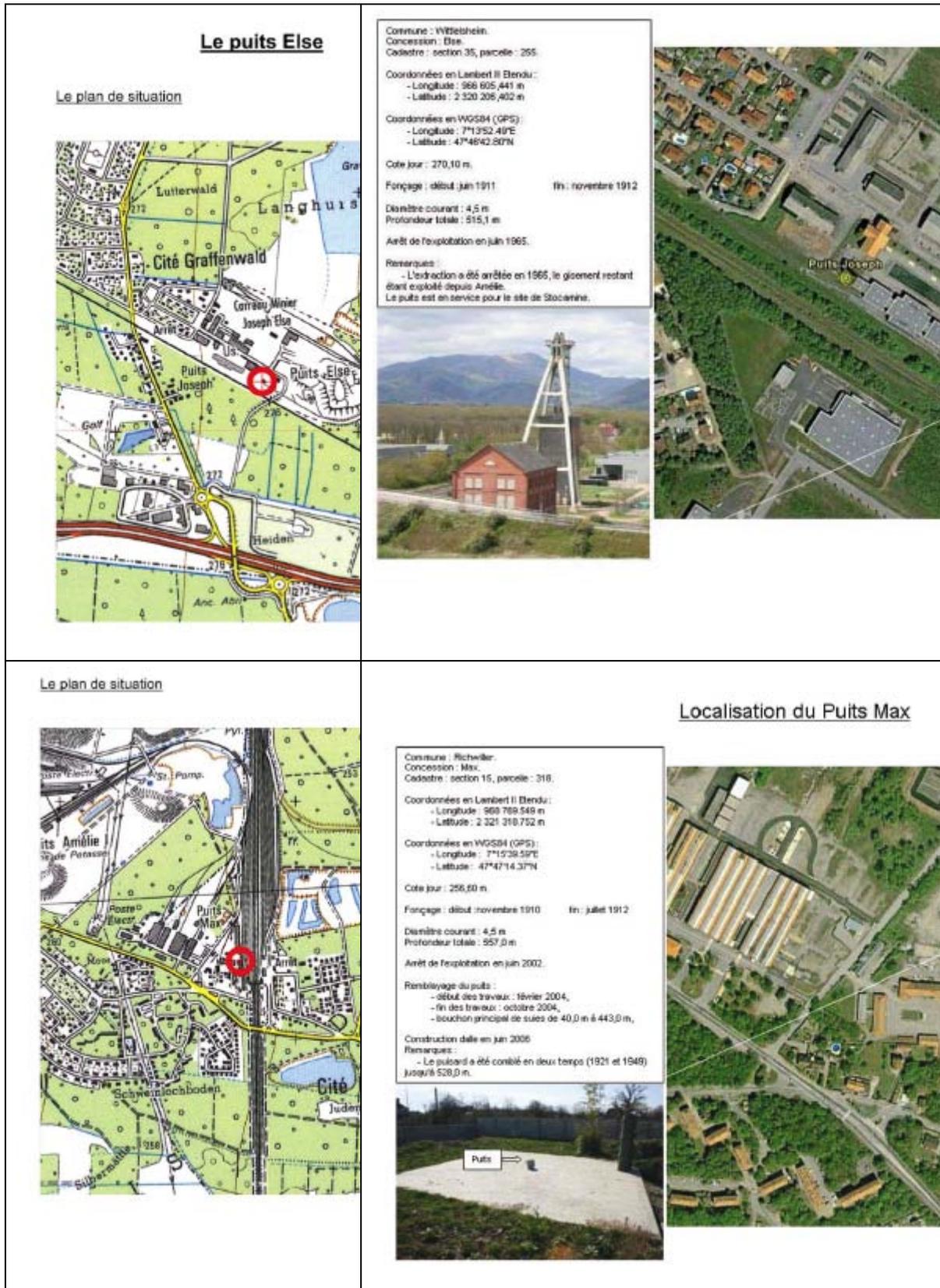
*L'accès au regard doit être maintenu pour permettre un contrôle périodique du niveau de remblai.*

*Dans ce but, et en cas de cession de terrain concerné, il convient de prévoir d'instauration de servitudes d'accès dans l'acte de vente.*

*L'utilisation ultérieure des terrains du carreau n'est nullement compromise par la présence des puits remblayés. Tout au plus, en application du principe de précaution, conviendrait-il d'éviter d'inclure les dalles à l'intérieur de constructions nouvelles. »*

La Figure 3 ci-dessous présente quelques photographies de localisation de puits extraites du mémoire 3 de MDPA [Réf. - 24], le puits Else non encore bouché et le puits Max avec mise en œuvre d'un bouchon et d'une dalle en surface.

Figure 3 : Photographie des puits Else et Max



La persistance de ces nombreux usages actuels du sol constatés et occupations par des populations humaines, est également supposée dans le futur au regard des « scénarios » étudiés dans les sections suivantes, ainsi que la pérennité des servitudes déjà mises en place (éventuellement complétées ou adaptées par de nouvelles au regard des conclusions de l'étude).

### **3.2.5 CHOIX DES CRITÈRES DE COMPARAISON POUR ÉVALUER L'IMPACT DU STOCKAGE SUR L'AIR EXTÉRIEUR**

#### **3.2.5.1 INTRODUCTION**

Dans le cadre particulier de cette étude concernant le milieu air extérieur au droit des zones de promenade à proximité du site de StocaMine (puits Else) et en limite des zones de servitudes des anciens puits, au regard des scénarios étudiés à court et long termes, les données s'avèrent donc dans ce dernier cas principalement prédictives, en l'absence de mesure des concentrations dans l'air ambiant en surface pour chacune des périodes de temps étudiées. Cela va induire la conduite de différentes approches en termes d'interprétation et de critères de comparaison associés.

Seul l'impact potentiel du stockage de déchets sur la qualité de l'air extérieur est traité. En rappel, aucun bâtiment ne devrait être construit dans le futur au droit des dalles des puits, ni aux abords immédiats suite à la mise en place de servitudes.

Ce qui conduit à l'absence de l'étude potentiel du stockage sur l'air intérieur de bâtiments.

En outre, le cas des travailleurs avant la mise en place des barrières est traité par ailleurs dans un autre rapport.

Les concentrations dans l'air ambiant au sein du stockage ne sont que des données d'entrée pour l'évaluation des concentrations dans l'air extérieur.

La section suivante présente le choix des critères et les suivantes traitent de la comparaison des concentrations estimées dans l'air extérieur pour les trois scénarios étudiés.

#### **3.2.5.2 CHOIX DES CRITÈRES**

Classiquement, une étude de dégradation potentielle d'un milieu (ici l'air extérieur) par rapport à son état initial avant la mise en place d'un projet, se fait au regard :

- des concentrations de l'environnement local témoin (milieu naturel avant installation du projet et/ou hors zone d'influence d'une contamination issue du projet), sur la base des données de l'état initial : les concentrations mesurées de la campagne de l'état initial de 1998, dans l'environnement extérieur de StocaMine en quatre points (cf. Tableau 12), mises en perspective avec celles du suivi réglementaire en rejet du puits Else. Ces données spécifiques au site sont également mises en perspective si elles sont disponibles et pertinentes au regard des besoins de l'étude, avec des concentrations communément observées dans la littérature pour des situations similaires. Elles proviennent notamment, pour l'air extérieur, des données du réseau de surveillance de la qualité de l'air local (ASPA) ou

pour l'air extérieur, les concentrations issues de l'étude de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI) [Réf. - 23]<sup>5</sup> ;

- au regard de l'impact potentiel sur l'air pour les populations à l'extérieur de bâtiment, aux valeurs de gestion réglementaires aujourd'hui en vigueur. Ces valeurs de gestion réglementaires correspondent au niveau de risque accepté de nos jours par les pouvoirs publics pour l'ensemble de la population française.
  - o aux valeurs réglementaires dans l'air ambiant extérieur qui sont issues de décrets codifiés dans le Code de l'Environnement, notamment dans l'article R 221-1 du Code l'Environnement modifié par le Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 – art. 1 qui fixe pour chaque substance les objectifs de qualité de l'air, les seuils d'alerte, les seuils de recommandation et d'information et les valeurs limites pour la surveillance de la qualité de l'air et les valeurs cibles<sup>6</sup>. Un des tableaux de l'annexe 1 reprend l'ensemble des valeurs disponibles qui ne concerne que le dioxyde d'azote, le dioxyde de soufre, le monoxyde de carbone, l'ozone, les particules (PM 10 et PM 2,5), le plomb, l'arsenic, le cadmium, le nickel, le benzo(a)pyrène, le benzène ;
  - o à titre informatif<sup>7</sup> :
    - en ce qui concerne de la qualité de l'air intérieur en France, le décret n° 2011-1727 du 2 décembre 2011 propose des valeurs-guides pour l'air intérieur pour le formaldéhyde et le benzène<sup>8</sup> ;
    - le Haut Conseil de Santé Publique (HCSP) a également élaboré, à la demande de la direction Générale de la Santé, des valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos ouverts au public<sup>9</sup> (cf. Suite au Grenelle de l'Environnement, le principe de surveillance de la qualité de l'air intérieur (QAI)) pour certains des polluants intérieurs mentionnés ci-dessus, le formaldéhyde, le benzène, le tétrachloroéthylène et le naphtalène. Dans le cadre d'une auto-saisine de l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (AFSSET), devenue l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES), en collaboration avec

---

<sup>5</sup> Ce rapport indique également des concentrations dans l'air extérieur, les données pour l'air intérieur des habitations sont mentionnées uniquement à titre informatif.

<sup>6</sup> Les définitions sont présentées en Annexe 1.

<sup>7</sup> Les données concernant l'air intérieur sont uniquement présentées à titre informatif, le milieu air intérieur des bâtiments n'ayant pas été étudié au regard des éléments mentionnés dans les sections précédentes.

<sup>8</sup> Valeur-guide : extrait du décret : « on entend par : " valeur-guide pour l'air intérieur " un niveau de concentration de polluants dans l'air intérieur fixé, pour un espace clos donné, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine, à atteindre, dans la mesure du possible, dans un délai donné. »

<sup>9</sup> Les définitions sont présentées en Annexe 1.

le Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB), des valeurs guides de l'air intérieur (VGAI), valeurs à atteindre pour protéger la santé des personnes, valeurs fondées exclusivement sur des critères sanitaires<sup>10</sup>, ont été développées pour le formaldéhyde et le monoxyde de carbone (publiées en juillet 2007) et ensuite pour le benzène, le trichloroéthylène, le naphthalène et le tétrachloroéthylène. La saisine ANSES (2011) concernant l'acide cyanhydrique n'a pas conduit à la proposition de VGAI pour cette substance. Elles n'ont pas de statut réglementaire mais seront consultées à titre informatif ;

- les tableaux de l'Annexe 1 reprennent ces valeurs.

Il est à souligner qu'au regard de la période de temps concernée par certains des scénarios, ces valeurs de gestion auront très probablement été mises à jour, ou complétées pour d'autres substances. L'étude conduite tient compte des données disponibles lors de sa réalisation.

Lorsque la comparaison à l'état de milieu naturel du site montre une dégradation et que des valeurs de gestion ne sont pas disponibles au regard de l'usage étudié, une évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) est alors réalisée en dernier recours pour apprécier l'impact sur la santé des populations. Elle est basée sur les scénarios et les voies d'exposition identifiés dans le schéma conceptuel, et apporte alors des éléments de jugement (cf. la section 4 suivante relative à l'impact potentiel du stockage sur la santé des populations). Cela sera notamment déroulé dans l'étude de l'impact potentiel du stockage sur la santé des populations (hors travailleurs) en section 4.

### **3.3 MODÉLISATION « PRÉDICTIVE » DU TRANSFERT DE POLLUANTS GAZEUX AU SEIN DU MILIEU AIR « SOUTERRAIN » ET EN SURFACE DANS L'AIR EXTÉRIEUR AU DROIT DES ZONES DE PROMENADE À PROXIMITÉ DU SITE DE STOCAMINE (PUITS ELSE) ET EN LIMITE DES ZONES DE SERVITUDES DES ANCIENS PUITES**

#### **3.3.1 PRÉSENTATION DES « SCÉNARIOS » EN FONCTION DES « PÉRIODES ÉTUDIÉES » ET HYPOTHÈSES ASSOCIÉES**

Cette étape concerne, pour les différentes périodes de temps annoncées en section 3.1, l'évaluation prédictive, temporelle et spatiale, de la qualité de l'air au regard de substances gazeuses dans le milieu souterrain et dans l'air ambiant extérieur en surface, la connaissance de ce dernier étant nécessaire à l'étude de l'impact potentiel du stockage sur la santé des populations traité ultérieurement en section 4.

##### **« Scénario 1 »**

Il concerne la période couvrant les quelques années à venir (une dizaine d'année), avant la mise en place des barrières et des bouchons non encore réalisée pour les puits Joseph et Else, avec poursuite de la ventilation contrôlée du site de StocaMine au puits Else (sans modification potentielle au regard des futurs

---

<sup>10</sup> Les définitions sont présentées en Annexe 1.  
DRC-12-108130-00306C – version pré-finale

travaux de mise en place des barrières), et en considérant l'absence de corrosion significative des fûts.

Les puits d'aération et d'exhaure constituent les seuls liens avec la surface.

Dans ce cas, le principal vecteur de propagation d'une éventuelle contamination à partir du stockage souterrain est le système de ventilation contrôlé ou la ventilation naturelle du puits Else. Durant l'activité de StocaMine, les débits du ventilateur d'extraction étaient de l'ordre de 100 m<sup>3</sup>/s (cf. les données du suivi environnemental), et actuellement [communication de StocaMine de 2012], le débit est de 45 m<sup>3</sup>/s dans StocaMine (du même ordre de grandeurs que les mesures réalisées en 2010 lors de la campagne de l'INERIS (cf. section 3.2.2)) et de 65 m<sup>3</sup>/s dans la mine, soit au total 110 m<sup>3</sup>/s au puits Else.

Actuellement, les déchets stockés sont « solides » et « globalement » chimiquement inertes en l'absence d'eau.

Ainsi, avant la mise en place des barrières, le dégazage correspond uniquement à l'établissement d'un équilibre thermodynamique entre les polluants contenus dans les déchets et l'air à l'intérieur du stockage.

A court terme, il est considéré encore « une certaine efficacité » des emballages, en l'absence de corrosion significative des fûts et d'eau au fond, et en présence d'une poursuite de la ventilation du stockage, *a minima* égale à celle établie en fond en février 2010 lors de la campagne de mesure de l'INERIS ou celle communiquée par StocaMine. Les concentrations du terme « source dans l'air en fond de stockage » pour les substances gazeuses sont donc considérées égales aux concentrations maximales mesurées le 24 février 2010 [Réf. - 18].

Les concentrations issues du suivi réglementaire de StocaMine en sortie du puits Else n'ont pas pu être prise en compte en l'absence de liste « exhaustive » des paramètres chimiques au regard de la présente étude.

### **« Scénario 2 »**

Il concerne une période de temps qui débute après la mise en place des barrières et avec un ennoyage partiel de la zone de stockage des déchets, ce qui notamment ne conduira pas à certaines réactions chimiques comme la complexation des cyanures par des métaux.

Dans ce cas, aucune donnée du terme source en phase gazeuse n'a été modélisée par l'INERIS [Réf. - 17]. Par défaut, et dans le cadre d'une approche conservatoire, considérant également une dégradation significatives des fûts, les concentrations du terme « source dans l'air en fond de stockage » (terme source « gazeux » au sein du stockage), sont les concentrations maximales mesurées lors des tests de dégazage avant leur acceptation et leur stockage (caractérisation de l'air interstitiel à l'intérieur des emballages).

### **« Scénario 3 »**

Il concerne une période de temps après la mise en place des barrières et l'ennoyage total de la zone des déchets, avec dissolution des déchets et réactions chimiques comme notamment la complexation par les métaux des cyanures. Cela est notamment le cas des sels de trempe cyanurés susceptibles de former avec l'eau de l'acide cyanhydrique et éventuellement des complexes cyanurés de différents métaux. L'acide cyanhydrique est un gaz miscible avec l'eau, un

équilibre s'établissant entre l'eau et l'air à l'intérieur du stockage, une augmentation significative des concentrations d'acide cyanhydrique dans l'air du stockage est à envisager. Le cas prenant en compte l'absence de complexation n'est pas traité.

En rappel de la section 3.2.1, pour ce cas, l'INERIS a réalisé des calculs (utilisant logiciel PHREEQC (US Geological Survey) et la base de données MINTEQ v3.0. et v4) pour l'acide cyanhydrique tenant compte de la complexation par le mercure des cyanures, et également des calculs pour le mercure élémentaire.

Pour le cas du phénol, aucune donnée n'a été modélisée dans le rapport INERIS [Réf. - 17] au regard de ses caractéristiques comme son pKa et le pH alcalin du stockage, qui devraient réduire la forme volatile non ionisée, et donc les émissions gazeuses potentielles. De même pour l'arsine, compte tenu du potentiel redox oxydé des déchets, de la nécessité de bactéries réductrices et d'une activité biologique pour produire de l'arsine et des dérivés organiques volatils, la concentration en AsH<sub>3</sub> est estimée dans l'atmosphère du stockage après ennoyage à 0 mg/m<sup>3</sup>.

### **3.3.2 CALCUL DES CONCENTRATIONS EN CONTAMINANTS GAZEUX POTENTIELLEMENT ISSUS DE STOCAMINE EN FONCTION DES « SCÉNARIOS »**

Au regard d'un certain nombre d'inconnues (la perméabilité de certains terrains (interface forage/sel, ...), les pressions, les dimensions de certaines zones perturbées (comme celle le long des puits...), les coefficients de diffusion de certains composés dissous à travers le sel...), cette étape de l'étude n'a pas eu recours à l'utilisation de modèles de transfert de gaz notamment par diffusion dans la zone saturée et insaturée, dans la zone perturbée le long des puits et des bouchons, comme précédemment réalisé par BMG [Réf. - 8].

Le transfert de substances gazeuses du stockage vers l'air atmosphérique au droit d'un ouvrage a été estimé par le biais d'un raisonnement très conservatoire, en termes d'absence de certains facteurs de dilution comme explicité ci-après.

La démarche suivie utilise les éléments suivants :

- au sein du stockage, des concentrations en substances gazeuses disponibles ou estimées, tenant compte des hypothèses retenues pour les différents scénarios étudiés. Elles sont basées sur les mesures de 2010 de la campagne de l'INERIS de caractérisation de l'air en fond de stockage pour le scénario 1 ; pour le scénario 2, ce sont celles mesurées en tête de fût lors de l'acceptation des déchets et, pour le scénario 3, celles estimées par l'INERIS [Réf. - 17] après ennoyage total des déchets et complexation ;
- en milieu souterrain, dans le cas du scénario 1, en première approche, conservatoire, il n'a été pris en compte aucun facteur de dilution notamment au regard du chemin parcouru dans l'ensemble des ouvrages souterrains, en tenant compte par exemple des débits d'air différents dans la zone de StocaMine et dans la mine. Dans le cas des scénarios 2 et 3, il a été considéré que la concentration dans l'air au pied des puits est identique à celle à l'intérieur de la zone « confinée » du stockage. En outre, il a été pris comme hypothèse que les concentrations perdureraient dans le temps, de nombreuses années (ainsi, il est considéré un flux constant, notamment

dans le cas du scénario 3 après ennoyage, alors que ce dernier sera probablement limité dans le temps) ;

- un calcul de flux de substances gazeuses, tenant compte d'hypothèses spécifiques à chacun des scénarios étudiés comme explicité ci-dessous ;
- en extérieur, de l'utilisation pour le calcul de la concentration dans l'air extérieur, pour la dispersion atmosphérique, pour le scénario 1 d'une approche avec un modèle numérique de type gaussien et pour les scénarios 2 et 3, d'une approche communément appelée modèle « boîte », explicitées ci-après.

Pour le calcul du flux de contaminant à la sortie d'un ouvrage d'exploitation, les hypothèses suivantes sont prises en compte pour chacun des scénarios :

- pour le « scénario 1 » :

Il a été considéré la poursuite d'un aérage au sein du stockage durant les années à venir mais réduit avant la mise en place des barrières. Les débits communiqués par StocaMine [communication de StocaMine de janvier 2012] ont été retenus, actuellement, le débit est de 45 m<sup>3</sup>/s dans StocaMine (du même ordre de grandeur que les mesures réalisées en 2010 lors de la campagne de l'INERIS (cf. section 3.2.2)) et de 65 m<sup>3</sup>/s dans la mine, soit au total 110 m<sup>3</sup>/s au puits Else ;

- pour les « scénario 2 » et « scénario 3 » :

Comme rappelé en section 3.2.3, en première approche, l'hypothèse retenue est de considérer que l'air potentiellement contaminé issu du stockage va suivre les mêmes « chemins de transfert » que l'eau. Le rapport INERIS Réf. - 20 indique un débit de 105 000 m<sup>3</sup>/an pour le secteur ouest (correspondant à 15 puits). Au regard des incertitudes en termes de sortie potentielle de gaz à tel ou tel puits et des débits associés, dans le cadre d'une approche conservatoire ce débit de 105 000 m<sup>3</sup>/an est retenu et ramené en un seul puits.

Le flux de substance gazeuse est ainsi obtenu par le biais des débits et des concentrations au sein du terme « source ».

Les concentrations des substances gazeuses étudiées au sein du terme source, sont reprises dans le Tableau 7 ci-dessous. En rappel, pour les mesures de la campagne de l'INERIS de 2010, le point M1 était situé en voie de retour d'air de stockage 1 entre l'allée 1 et 2 du bloc 14 et le point M2 était situé en voie de retour d'air de stockage 2 au niveau de l'allée 3 du bloc 21.

Tableau 7 : Concentrations (mg/m<sup>3</sup>) des substances gazeuses étudiées au sein du terme source pour les 3 scénarios étudiés

Concentrations (mg/m <sup>3</sup> ) des substances gazeuses étudiées au sein du terme source			
Substance	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3
	<i>(en italique, les concentrations issues de l'analyse qualitative dont les résultats sont des ordres de grandeur, valeur arrondie)</i>		
acétaldéhyde	8,0E-03 valeurs aux 2 points	non mesuré	
acide cyanhydrique	4,0E-01 Valeur maximale au point M1, la seconde étant de 2,0E-01	7,0E+00 Valeur maximale alors que avec la majorité des résultats < LQ = 2 mg/m <sup>3</sup> (12 valeurs) sur un total de 15 valeurs	2,8E-06
arsine	non mesuré	6,0E-02 Valeur maximale alors que la majorité des résultats avec des concentrations inférieures à la LQ de 0,03 mg/m <sup>3</sup> (45 valeurs) sur un total de 46 valeurs	Absence des conditions nécessaires à la formation d'arsine (1)
<i>benzène</i>	<i>2E-02</i> <i>Valeur maximale au point M2, la seconde étant de 0,5E-02</i>	non mesuré	
<i>éthylbenzène</i>	<i>5E-02</i> <i>Valeur maximale au point M2, la seconde étant de 3E-02</i>	non mesuré	
formaldéhyde	4,0E-03 Valeur maximale au point M1, la seconde étant de 3,0E-03	non mesuré	
mercure élémentaire	8,0E-04 (mercure volatil) valeurs aux 2 points	4,0E-02 Valeur maximale alors que la majorité des résultats avec des concentrations inférieures à la LQ de 0,1 µg/m <sup>3</sup> (19 valeurs) sur un total de 23 valeurs	7,4E-27

*Suite du Tableau 7 : Concentrations (mg/m<sup>3</sup>) des substances gazeuses étudiées au sein du terme source pour les 3 scénarios étudiés*

	<b>Concentrations (mg/m<sup>3</sup>) des substances gazeuses étudiées au sein du terme source</b>		
<b>Substance</b>	<b>Scénario 1</b>	<b>Scénario 2</b>	<b>Scénario 3</b>
<i>naphtalène</i>	3E-03 <i>Valeur maximale au point M1, la seconde étant de 1,0E-03</i>	non mesuré	
phénol	5,0E-04 valeurs aux 2 points	non mesuré	Absence des conditions nécessaires à la formation de phénol (2)
<i>trichloroéthylène</i>	7E-03 <i>Valeur maximale au point M2, la seconde étant de 3E-03</i>	non mesuré	
<i>tétrachloroéthylène</i>	3E-03 <i>Valeur maximale au point M2, la seconde étant de 2E-03</i>	non mesuré	
<i>toluène</i>	1E-01 <i>Valeur maximale au point M2, la seconde étant de 1E-01</i>	non mesuré	
<i>xylènes</i>	8E-02 <i>Valeur maximale au point M2, la seconde étant de 5E-02</i>	non mesuré	
<p>(1) cf. [11] : « Ce contaminant nécessite pour sa formation des conditions réductrices qui ne sont pas réunies et ne le seront probablement pas dans le futur et du pH élevé. »</p> <p>(2) cf. [11] : « Comme le pKa du phénol est de 10, le pH alcalin du stockage réduira, comme pour HCN, la forme volatile non ionisée, et donc les émissions gazeuses potentielles. »</p>			

En termes de modélisation de la dispersion atmosphérique, outre le modèle « boîte », classiquement utilisé en première approche dans les démarches Sites et Sols Pollués, et *a priori* conservatoire, trois grandes familles d'approches de modélisation de la dispersion des substances dans la couche limite atmosphérique sont disponibles : des modèles de type Gaussien, des modèles de type intégral, des modèles CFD (Computational Fluid Dynamics ou outils numériques 3D). Ces autres modèles de dispersion atmosphériques comme les modèles 3D (de type Lagrangien ou Eulérien) ou les modèles Gaussiens nécessitent notamment de nombreuses données d'entrée (paramètres météorologiques, comme profil de vent et direction du vent, température atmosphérique, stabilité atmosphérique, hauteur de mélange, pluviométrie ; caractéristiques du site (relief, rugosité). En outre, en termes de distance de champs, les modèles Gaussiens ne sont pas valides pour des champs proches de l'ordre de 100 m, la limite de validité étant comprise entre 100 m et 10 km, quant à

celle pour les modèles de type intégral et CFD (ou 3D), elle est respectivement comprise entre 20 m et 10 km, et 1 cm et 2 km.

En rappel, dans le cas du scénario 1, les populations fréquentent des zones situées à plus de 100 m du puits Else, dans le cas des scénarios 2 et 3, les populations fréquentent des zones plus proches des anciens ouvrages, en limite des zones de servitudes, comprise entre 10 et 20 m.

Au regard de ces éléments, les concentrations dans l'air extérieur pour les scénarios 2 et 3, en limite des zones de servitudes des anciens puits, sont estimées par le biais de l'utilisation d'un modèle de type « boîte » (ou « Box model »).

En effet, dans le cas du scénario 1, avec la sortie du flux en hauteur du puits Else, le modèle de type « boîte » n'apparaît pas approprié. Ainsi, un modèle de type gaussien, comme ADMS (Atmospheric dispersion Modelling System)<sup>11</sup>, développé par le CERC (Cambridge Environmental Research Consultants - [www.cerc.co.uk](http://www.cerc.co.uk)) et commercialisé en France par la société NUMTECH ([www.numtech.fr](http://www.numtech.fr)) permet de modéliser la dispersion pour des sources de type canalisé, surfacique et linéique. Il peut prendre en compte les effets résultant de la présence de reliefs, de bâtiments sur la dispersion des émissions des sources étudiées. Il permet de modéliser des polluants gazeux.

Ce logiciel ADMS a été retenu en première approche, au regard notamment de sa simplicité de mise en œuvre, du faible temps de calcul, de l'absence de forts reliefs dans le cas étudié. Cependant, il nécessite également de nombreux paramètres d'entrée, comme notamment la rugosité (paramètre qui traduit l'occupation des sols par des obstacles et conditionne ainsi la progression des panaches de polluants près du sol), la température d'émission, les conditions météorologiques. Ainsi en première approche dans la présente étude, en l'absence notamment de données spécifiques relatives aux conditions météorologiques, différents tests ont été réalisés afin de simuler différentes situations météorologiques avec différentes « classes de stabilité ». Dans le cadre d'une approche conservatoire les résultats de concentrations présentés ci-après correspondent à la classe la plus contraignante en termes de concentrations dans l'air extérieur.

Le Tableau 8 ci-dessous reprend les valeurs des paramètres retenus avec leur justification pour la modélisation avec ADMS (V4.2).

---

<sup>11</sup> Il s'agit d'un modèle gaussien dit « de seconde génération » qui intègre une dispersion affinée de la turbulence atmosphérique via un pré-processeur météorologique (capable de décrire de manière continue l'état de stratification de l'atmosphère), de manière à mieux reproduire ses effets sur la dispersion du polluant (en particulier dans le cas de situations de fortes instabilités), en opposition aux modèles classiques utilisant une représentation discrète sous forme de classes de stabilité atmosphérique (classes de Pasquill). Il a fait l'objet de nombreuses campagnes de validation (il a été validé par l'outil européen « Model Validation Kit (Hanna, 1999) et s'impose à ce jour comme une référence en matière de calcul de dispersion. (Numtech, 2007. Validation du modèle ADMS4, notes techniques du CERC, 160 p., juillet 2007)

Tableau 8 : Paramètres du modèle de type Gaussien ADMS pour le scénario 1

Paramètres	Scénario 1
Type de « source »	Source ponctuelle, de type cheminée, canalisée, au regard de l'émission gazeuse sortant du puits Else <sup>12</sup>
Diamètre de la « source »	7 m. L'émission sortant au droit du puits Else, il a été pris en compte le diamètre du puits Else (4,5 m), tenant compte également de la section de l'ouvrage en hauteur (4 m et 5 m)
Hauteur de la « source »	23,4 m, correspondant à la hauteur du puits Else <sup>13</sup>
Température des polluants à l'éjection	10°C, la température estimée en sortie du puits Else <sup>14</sup>
Débit d'air	110 m <sup>3</sup> /s, donnée transmise par StocaMine en janvier 2012 (cf. un débit de 45 m <sup>3</sup> /s dans StocaMine (du même ordre de grandeur que les mesures réalisées en 2010 lors de la campagne de l'INERIS (cf. section 3.2.2)) et de 65 m <sup>3</sup> /s dans la mine, soit un total de 110 m <sup>3</sup> /s), valeur également similaire à celle mesurée ces dernières années dans le cadre du suivi réglementaire au puits Else. Cette valeur est nécessaire pour le calcul de la vitesse d'éjection en sortie de « cheminée » et celui du débit massique lié à chacune des substances étudiées (tenant compte des concentrations du Tableau 7)
Rugosité	0,1 m, cette valeur est fonction de l'environnement du site, de l'occupation du sol, et correspond au cas « prairie » <sup>15</sup>

<sup>12</sup> Au regard de la configuration, une source surfacique en hauteur (source diffuse) aurait également pu être envisagée.

<sup>13</sup> Cette hauteur intervient dans le calcul de la « surhauteur » (hauteur du panache) dans la formulation de l'équation gaussienne.

<sup>14</sup> Lors des campagnes du suivi réglementaire, des températures de l'ordre de 25°C, 27°C ont été mesurées.

<sup>15</sup> Ce paramètre permet de représenter l'effet de la nature du sol (site urbain, rural, présence de forêt), et influence directement les effets de turbulence mécanique et le profil de vent. L'occupation des sols aux environs de StocaMine (puits Else) est de type « prairie » à l'Est et de type « banlieue dégagée avec parc à l'Ouest ». Dans le cadre de l'étude, suite à la réalisation de tests au regard de ces deux configurations, le cas « prairie » a été retenu, le plus contraignant en termes de concentrations dans l'air extérieur (et donc en termes de concentrations d'expositions et de risques sanitaires associés étudiés dans la section relatives à l'étude de l'impact potentiel du stockage sur la santé des populations (hors travailleurs) en section 4.

Classe « de situation » <sup>16</sup>	Un panel de situation a été étudié en l'absence de données météorologiques locales précises. Les résultats présentés correspondant au cas de « situation neutre » s'avérant la plus contraignante en termes de concentration au regard de la distance retenue (300 m) aux populations concernées <sup>17</sup> . Il a été considéré une seule direction de vent, les populations étant placées sous le vent considéré
Hauteur de respiration de la population considérée	1 m, prise égale à la hauteur de respiration, et dans le cas présent, dans le cadre d'une approche conservatoire, celle de l'enfant (quelle que soit la personne fréquentant le lieu, un enfant ou un adulte) <sup>18</sup>
Distance de la « source » aux populations concernées	300 m, correspondant à la distance entre le chevalement du puits Else et l'emplacement des zones fréquentées par la population tenant compte de l'occupation de sols et des zones de promenades, notamment les zones de loisirs à l'est du puits Else, comme le marais de Rothmoos immédiatement à l'Est du carreau de StocaMine, et des zones en périphérie de la cité Joseph-Else située à l'ouest du site de StocaMine

Dans le cas des scénarios 2 et 3, en première approche, a été retenu le modèle « boîte » qui a l'avantage de la simplicité et de la transparence. Il reste très utilisé dans les outils intégrés de calcul de l'exposition des populations en lien avec une source surfacique. Il s'agit d'une approche simple, toute la surface du domaine de calcul est recouverte par un volume parallélépipédique dans lequel la concentration est supposée uniforme. La hauteur de cette boîte correspond en principe à la hauteur de mélange, qui en pratique est retenue égale à la hauteur de respiration de la personne considérée. En l'absence de prise en compte de dispersion horizontale, la largeur de la bande aval éolien de la source est considérée comme constante. La dispersion dans l'air atmosphérique se fait par mélange en extérieur, avec le flux d'air porté par le vent à une vitesse donnée et une hauteur donnée. La concentration s'exprime par une relation simple, liant, le

---

<sup>16</sup> Il faut rappeler que le modèle ADMS ne décrit pas la stabilité de l'atmosphère grâce aux classes de stabilité de Pasquill-Gifford, mais grâce à des paramètres physiques qui varient de façon continue (analyse d'échelle permettant notamment de caractériser le niveau de turbulence atmosphérique dans les 3 dimensions). Cette nouvelle approche présente l'avantage majeur d'obtenir une description continue de l'atmosphère, et non plus sous forme de classes limitant le nombre de situations météorologiques. Lorsque l'utilisateur fournit en entrée la longueur de Monin Obukhov et la hauteur de couche limite, ces données sont directement considérées par le modèle pour déterminer la stabilité de chaque condition météorologique modélisée. Toutefois, pour les utilisateurs désireux d'effectuer une modélisation selon certaines classes de Pasquill, il est mis à disposition un fichier par NUMTECH. Ce fichier a été « fabriqué » de façon à représenter au mieux les classes de stabilité de Pasquill.

<sup>17</sup> Les différentes classes de situation sont les suivantes : Situation très instable, Situation instable, Situation peu instable, Situation neutre ; Situation stable ; Situation très stable.

<sup>18</sup> Cette hauteur est prise égale à 1,5 m pour l'adulte pour les périodes d'exposition de ce dernier, dans le cadre de la réalisation des calculs des expositions et des risques dans la section relatives à l'étude de l'impact potentiel du stockage sur la santé des populations (hors travailleurs), la section 4.

débit d'émission, la vitesse de vent (également supposée uniforme) et des paramètres de longueur. Il considère des conditions stationnaires, une conservation de la masse à l'intérieur du volume et la concentration est supposée homogène à l'intérieur du volume. Au regard, notamment de la contribution de la météorologie, uniquement à une vitesse de vent uniforme sur le domaine ou ne pas tenir compte des spécificités de la source, conduit à une information plutôt de nature qualitative, mais conservatoire.

Les paramètres associés à ce modèle, la vitesse de vent, et les paramètres de longueur, dont la hauteur de respiration sont repris dans le Tableau 9.

*Tableau 9 : Paramètres du modèle de type « boîte » pour les scénarios 2 et 3*

<b>Paramètres</b>	<b>Scénarios 2 et 3</b>
Longueur	13 m, en relation avec le diamètre des puits et la dimension de la dalle de recouvrement ; ces derniers variant respectivement entre 4 et 5 m, et 7,5 et 10 m et la prise en compte du périmètre lié aux servitudes d'un diamètre de 17 m (un diamètre de 17 m correspond à une section carrée de 13 m)
Hauteur	1 m, classiquement prise égale à la hauteur de respiration, et dans le cas présent, dans une approche conservatoire, celle de l'enfant (quelle que soit la personne fréquentant le lieu en limite de la zone de servitude mise en place au droit des anciens puits, un enfant ou un adulte)
Vitesse de vent	1 m/sec correspondant à choix de valeur conservatoire (la station Météo France la plus proche située à Hirtzbach sur la commune de Mulhouse montre des vents prédominants dans les directions nord-est et sud-ouest avec une vitesse moyenne comprise entre 7 et 14 km/h mais à 15 m de haut, hauteur non pertinente dans le cas présent)

Sur la base des hypothèses présentées ci-dessus, les concentrations maximales calculées dans l'air extérieur au droit des zones de promenade à proximité du site de StocaMine (puits Else) et en limite des zones de servitudes des anciens puits sont reportées dans le Tableau 10 ci-dessous et concernent plus spécifiquement l'enfant.

Tableau 10 : Concentrations (mg/m<sup>3</sup>) modélisées dans l'air extérieur au droit des zones de promenade à proximité du site de StocaMine (puits Else) et en limites des zones de servitudes des anciens puits

Substance	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3
	<b>Concentrations modélisées dans l'air atmosphérique au droit des zones de promenades à proximité du site de StocaMine (puits Else), avant la mise en place des barrières (mg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Concentrations modélisées dans l'air atmosphérique en limite des zones de servitudes des anciens puits, après la mise en place des barrières, sans ennoyage total des déchets (mg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Concentrations modélisées dans l'air atmosphérique en limite des zones de servitudes des anciens puits, après la mise en place des barrières, avec ennoyage total des déchets (mg/m<sup>3</sup>)</b>
	<i>(en italique, celles issues de l'analyse qualitative dont les résultats sont des ordres de grandeur, valeur arrondie)</i>		
acétaldéhyde	3,2E-05		
acide cyanhydrique	1,6E-03	1,8E-03	7,1E-10
arsine		1,5E-05	
<i>benzène</i>	<i>7,3E-05</i>		
<i>éthylbenzène</i>	<i>2,0E-04</i>		
formaldéhyde	1,6E-05		
mercure élémentaire	3,2E-06	1,0E-05	4,5E-30
<i>naphtalène</i>	<i>1,3E-05</i>		
phénol	2,0E-06	1,3E-07	
<i>trichloroéthylène</i>	<i>2,7E-05</i>		
<i>tétrachloroéthylène</i>	<i>1,3E-05</i>		
<i>toluène</i>	<i>5,3E-04</i>		
<i>xylènes</i>	<i>3,3E-04</i>		

### 3.3.3 EVALUATION DE L'IMPACT SUR LE MILIEU AIR EXTÉRIEUR

En rappel, la démarche d'interprétation et les critères sont présentés en section 3.2.5.

Les concentrations indiquées dans le Tableau 10 sont à comparer aux concentrations de l'environnement local témoin (milieu naturel avant installation du projet et/ou hors zone d'influence d'une contamination issue du projet), aux concentrations de l'état initial mesurées en 1998 en extérieur au droit du site StocaMine et aux alentours du puits Else et aux valeurs de gestion réglementaires disponibles à ce jour.

Il est à souligner que durant la campagne de l'état initial des concentrations dans l'air extérieur, des activités d'extraction de la potasse existaient encore au niveau de la mine Amélie.

En outre, ces analyses n'ont concerné que certaines substances étudiées dans la présente section pour les 3 scénarios. En effet, seuls les paramètres suivants avaient été analysés : HCT (hydrocarbures totaux), NO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, CN-, COV (Composés Organiques volatils), BTEX, poussières, amiante, métaux lourds particuliers. De même, pendant l'activité de StocaMine, la surveillance de l'air s'est concentrée sur le rejet du puits Else et ne concernait que certaines substances parmi celles traitées dans les 3 scénarios.

En outre, la démarche de comparaison en termes de cohérence à des concentrations issues d'études locales comme celles de certains réseaux de surveillance, comme celui de l'ASPA, ne s'avérant pas totalement pertinentes en termes de localisation notamment et de paramètres chimiques analysés<sup>19</sup>.

Dans le cas de données issues de la littérature, également seules quelques substances retenues dans la présente étude sont reprises dans l'étude de l'Observatoire de la Qualité de l'Air Intérieur (OQAI) indiquant également des concentrations dans l'air extérieur, leurs concentrations y sont également confrontées.

Les concentrations évaluées par l'INERIS (Tableau 10) dans l'air extérieur pour les différents scénarios retenus sont également comparées aux valeurs réglementaires de gestion et reprises dans le Tableau 11 ci-après.

---

<sup>19</sup> En termes de mesures atmosphériques en Alsace, sont à citer celles gérées et exploitées par l'ASPA, Association pour la Surveillance et l'étude de la Pollution atmosphérique en Alsace. Huit stations de mesure sont implantées dans le périmètre de Mulhouse, mais aucune ne concerne directement la commune de Wittelsheim. En outre, les paramètres chimiques mesurés sont le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>), Ammoniac (NH<sub>3</sub>), NO<sub>2</sub>, Oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), O<sub>3</sub>, Monoxyde de carbone (CO), Dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), Méthane (CH<sub>4</sub>), Protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O), Les composés organiques volatils non méthaniques (COVNM), Benzo(a)pyrène (B(A)P), Dioxines et furannes (PCDD/PCDF), Les particules (diamètre 10 µm) (PM10), Les particules (diamètre 2.5 µm) (PM2,5), benzène (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>), et parmi les métaux lourds, l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le plomb (Pb), etc. A partir de 2008, d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont été intégrés et concernent en complément du Benz(a)pyrène, le Benz(a)anthracène, Chrysène, Benz(e)pyrène, Benz(b)fluoranthène, Benz(k)fluoranthène, Dibenz(a,h)anthracène, Benzo(g,h,i) pérylène, Indeno(1,2,3-c,d)pyrène, Benzo(j)fluoranthène (<http://www.atmo-alsace.net>). Les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes) sont également mesurés. <http://www.atmo-alsace.net/medias/produits>]

*In fine*, pour les substances gazeuses issues des déchets, pour lesquelles aucune donnée de caractérisation de l'état initial ni autres campagnes de mesures ni valeurs de gestion réglementaires ne sont disponibles, seule une démarche d'évaluation quantitative des risques sanitaires apportera des éléments de jugement en termes d'impact sur la santé des populations (hors travailleurs). Elle est conduite en section 4.

Le Tableau 11 ci-dessous reprend les diverses valeurs de concentrations précitées et certains critères d'interprétations (avec comme Légende : ND : non détecté ; (1) : valeur guide air intérieur – VGAI - long terme, exposition chronique si l'effet critique apparaît suite à une exposition continue à long terme à une substance ou si l'effet critique est observé suite à une bioaccumulation de la substance dans l'organisme).

Tableau 11 : Concentrations dans l'air extérieur associées aux trois scénarios étudiés et critères de comparaison

		Site de StocaMine								Autres données issues de la littérature			Valeurs réglementaires	A titre informatif			
		Air extérieur										Air intérieur					
					Etat initial mars 24 au 28 mars 1998					ASPA – station de Mulhouse Nord moyenne annuelle (et max) en 2011 (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air extérieur Médiane (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air extérieur 95 <sup>ème</sup> percentile (µg/m <sup>3</sup> )	Norme française de qualité de l'air : R221-1 C.env modifié par le Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 – art. 1 : valeurs limites pour la protection de la santé humaine (VL) ou valeurs cibles si seules disponibles (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air intérieur Médiane (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air intérieur 95 <sup>ème</sup> percentile (µg/m <sup>3</sup> )	Décret 2011-1727 du 2 décembre 2011	Valeurs sans statut réglementaire : Valeurs repères dans l'air des espaces clos ouverts au public du HCSP Valeurs guides air intérieur-- VGAI long terme de l'AFSSET, devenue ANSES
Substances / familles	unités	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	point est	point sud	point ouest	point nord	En sortie d'aération du puits Else								
Composés Organiques Volatils COV	µg/m <sup>3</sup>				43.5	101.5	48.7	91.4	6989.7								
Hydrocarbures totaux (HCT) moyens	ppm éq. CH <sub>4</sub>				5.48	5.22	5.68	4.05	162								
Nbre mesure HCT					1045	1787	2188	1258	360								
	µg/m <sup>3</sup>				4100	3905	4234	3030									
Hydrocarbures aromatiques	µg/m <sup>3</sup>				18.6	39.6	24.4	52.7	4073.6								
Benzène	µg/m <sup>3</sup>	7,3E-02 (sur la base d'analyses qualitatives)			4.5	5.7	3.9	4.2	13.5	1.3 (3.9)	<LQ (=1.1)	2.9 (2.5-3.4)	5 (VL en moyenne annuelle)	2.1 (1.9-2.2)	7.2 (6.3-9.4)	5 pour une exposition de longue durée à compter du 1 <sup>er</sup> janvier 2013 2 pour une exposition de longue durée à compter du 1 <sup>er</sup> janvier 2016	Valeurs non mentionnées étant reprises dans le décret 2011-1727 du 2 décembre 2011

Suite du Tableau 11 : Concentrations dans l'air extérieur associées aux trois scénarios étudiés et critères de comparaison

		Site de StocaMine								Autres données issues de la littérature			Valeurs réglementaires	A titre informatif					
		Air extérieur										Air intérieur							
		Etat initial mars 24 au 28 mars 1998										ASPA – station de Mulhouse Nord moyenne annuelle (et max) en 2011 (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air extérieur Médiane (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air extérieur 95 <sup>ème</sup> percentile (µg/m <sup>3</sup> )	Norme française de qualité de l'air : R221-1 C.env modifié par le Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 – art. 1 : valeurs limites pour la protection de la santé humaine (VL) ou valeurs cibles si seules disponibles (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air intérieur Médiane (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air intérieur 95 <sup>ème</sup> percentile (µg/m <sup>3</sup> )	Décret 2011-1727 du 2 décembre 2011	Valeurs sans statut réglementaire : Valeurs repères dans l'air des espaces clos ouverts au public du HCSP Valeurs guides air intérieur-- VGAI long terme de l'AFSSET, devenue ANSES
Substances / familles	unités	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	point est	point sud	point ouest	point nord	En sortie d'aération du puits Else										
Toluène	µg/m <sup>3</sup>	5,3E-01 (sur la base analyses qualitatives)			9.4	21.3	11.1	45.3	3253.1	2.8 (7.9)	3.5 (3.3-3.8)	12.9 (10.8-14.8)		12.2 (11.4-13.7)	82.9 (57.7-115.0)				
o-Xylène	µg/m <sup>3</sup>	3,3E-01 (xylènes totaux) (sur la base d'analyses qualitatives)			0.7	1.9	1.9	0.8	114.1	2.2 (4.8) (xylènes totaux)	1.1 (1.0-1.2)	2.7 (2.4-3.2)		2.3 (2.1-2.5)	14.6 (10.5-19.5)				
p+m Xylènes	µg/m <sup>3</sup>	3,3E-01 (xylènes totaux) (sur la base d'analyses qualitatives)			1.1	2.6	2.6	1.1	112.9	2.2 (4.8) (xylènes totaux)	2.4 (2.3-2.7)	7.1 (6.1-8.3)		5.6 (5.1-6)	39.7 (27.1-56.4)				
Ethylbenzène	µg/m <sup>3</sup>	2,0E-01 (sur la base d'analyses quantitatives)			0.9	1.9	1.9	0.7	356.9	0.6 (1.3)	1.0 (1.0-1.1)	2.6 (2.3-3.0)		2.3 (2.1-2.5)	15.0 (9.2-18.2)				
Hydrocarbures aliphatiques	µg/m <sup>3</sup>				6.8	14.7	7.7	7.8	1476.3										
méthane	ppm																		
Hydrocarbures cycliques	µg/m <sup>3</sup>				1.8	4.7	1.1	1.1	1435.4										
Hydrocarbures C6-C12	mg/m <sup>3</sup>																		
Composés polyaromatiques	µg/m <sup>3</sup>				0.3	0.9	0.5	0.3	3.4										

Suite du Tableau 11 : Concentrations dans l'air extérieur associées aux trois scénarios étudiés et critères de comparaison

		Site de StocaMine					Autres données issues de la littérature				Valeurs réglementaires		A titre informatif						
		Air extérieur										Air intérieur							
		Etat initial mars 24 au 28 mars 1998										ASPA – station de Mulhouse Nord moyenne annuelle (et max) en 2011 (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air extérieur Médiane (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air extérieur 95 <sup>ème</sup> percentile (µg/m <sup>3</sup> )	Norme française de qualité de l'air : R221-1 C.env modifié par le Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 – art. 1 : valeurs limites pour la protection de la santé humaine (VL) ou valeurs cibles si seules disponibles (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air intérieur Médiane (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air intérieur 95 <sup>ème</sup> percentile (µg/m <sup>3</sup> )	Décret 2011-1727 du 2 décembre 2011	Valeurs sans statut réglementaire : Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos ouverts au public du HCSP Valeurs guides air intérieur-- VGAI long terme de l'AFSSET, devenue ANSES
Substances / familles	unités	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	point est	point sud	point ouest	point nord	En sortie d'aération du puits Else										
<b>HAP</b>																			
<b>Benzo(a)pyrène</b>	µg/m <sup>3</sup>									0.00026 (0.0022)			0.001 Valeur cible ; Moyenne, calculée sur une année civile, du contenu total de la fraction PM10.						
<b>Naphtalène</b>	µg/m <sup>3</sup>	1,3E-02 (sur la base d'analyses qualitatives)			0.1	0.6	0.3	0.2	3.01								HCSP : Valeur repère qualité : 10 AFSSET : VGAI long terme : Pour les effets non cancérogènes : 10 pour une durée d'exposition supérieure à un an.		
<b>Composés halogénés</b>	µg/m <sup>3</sup>				1.6	24.1	2.7	22.6	0.9										
<b>Trichloroéthylène</b>	µg/m <sup>3</sup>	2,7E-02 (sur la base d'analyses qualitatives)			0.29	4.2	1.6	3.5	0.12		<LQ (=1.0)	2.3 (1.8-2.8)		1.0 (<LQ-1.1)	7.3 (5.1-16.1)		AFSSET : VGAI long terme : Pour les effets cancérogènes : 20 pour une durée d'exposition « vie entière », correspondant à un excès de risque de 10 <sup>-5</sup>		
<b>Tétrachloroéthylène</b>	µg/m <sup>3</sup>	1,3E-02 (sur la base d'analyses qualitatives)			0.5	0.14	0.2	0.3	/		<LQ (=1.2)	3.9 (2.7-4.3)		1.4 (1.2-1.6)	7.3 (6.0-11.5)		HCSP : 250 AFSSET : VGAI long terme : pour les effets non cancérogènes 250 pour une exposition supérieure à 1 an		
<b>Chloroforme (trichlorométhane)</b>	µg/m <sup>3</sup>				0.09	6.9	n.d.	1.5	/										

Suite du Tableau 11 : Concentrations dans l'air extérieur associées aux trois scénarios étudiés et critères de comparaison

		Site de StocaMine					Autres données issues de la littérature				Valeurs réglementaires	A titre informatif				
		Air extérieur										Air intérieur				
		Etat initial mars 24 au 28 mars 1998					ASPA – station de Mulhouse Nord moyenne annuelle (et max) en 2011 (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air extérieur Médiane (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air extérieur 95 <sup>ème</sup> percentile (µg/m <sup>3</sup> )	Norme française de qualité de l'air : R221-1 C.env modifié par le Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 – art. 1 : valeurs limites pour la protection de la santé humaine (VL) ou valeurs cibles si seules disponibles (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air intérieur Médiane (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air intérieur 95 <sup>ème</sup> percentile (µg/m <sup>3</sup> )	Décret 2011-1727 du 2 décembre 2011	Valeurs sans statut réglementaire : Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos ouverts au public du HCSP Valeurs guides air intérieur-- VGAI long terme de l'AFSSET, devenue ANSES		
Substances / familles	unités	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	point est	point sud	point ouest	point nord	En sortie d'aération du puits Else							
tétrachlorométhane	µg/m <sup>3</sup>				0.15	0.5	0.4	0.2								
1,2 dichloroéthane	µg/m <sup>3</sup>				0.05	10.1	0.07	14.4								
1-3 dichlorobenzène	µg/m <sup>3</sup>				0.005	0.03	0.006	0.005	0.78							
1.4 dichlorobenzène	µg/m <sup>3</sup>									1.8 (1.6-1.9)	4.3 (3.5-5.5)		4.2 (3.7-4.8)	150 (96.5-341.0)		
Cétones	µg/m <sup>3</sup>				4.9	7.8	5.4	2.6	0.0							
Acétone	µg/m <sup>3</sup>				4.7	5.5	3.0	2.1	0.0							

Suite du Tableau 11 : Concentrations dans l'air extérieur associées aux trois scénarios étudiés et critères de comparaison

		Site de StocaMine								Autres données issues de la littérature			Valeurs réglementaires		A titre informatif			
		Air extérieur										Air intérieur						
		Etat initial mars 24 au 28 mars 1998								ASPA – station de Mulhouse Nord moyenne annuelle (et max) en 2011 (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air extérieur Médiane (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air extérieur 95 <sup>ème</sup> percentile (µg/m <sup>3</sup> )	Norme française de qualité de l'air : R221-1 C.env modifié par le Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 – art. 1 : valeurs limites pour la protection de la santé humaine (VL) ou valeurs cibles si seules disponibles (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air intérieur Médiane (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air intérieur 95 <sup>ème</sup> percentile (µg/m <sup>3</sup> )	Décret 2011-1727 du 2 décembre 2011	Valeurs sans statut réglementaire : Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos ouverts au public du HCSP Valeurs guides air intérieur--VGAI long terme de l'AFSSET, devenue ANSES	
Substances / familles	unités	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	point est	point sud	point ouest	point nord	En sortie d'aération du puits Else									
<b>Aldéhydes</b>	µg/m <sup>3</sup>				4.3	0.6	0.9	0.3	0.0									
<b>Benzaldéhyde</b>	µg/m <sup>3</sup>				2.5	0.04	0.3	0.2										
<b>Furfural</b>	µg/m <sup>3</sup>				0.3	0.4	0.3	0.2										
<b>Formaldéhyde</b>	µg/m <sup>3</sup>	1,6E-02									1.9 (1.8-2.0)	3.6 (3.4-4.2)		19.6 (18.4-21.0)0	46.6 (40.8-55.1)	30 pour une exposition de longue durée à compter du 1er janvier 2015 ; 10 pour une exposition de longue durée à compter du 1er janvier 2023	Valeurs mentionnées à titre indicatif étant reprises dans le décret 2011-1727 du 2 décembre 2011 : HCSP : 10 comme valeur cible à atteindre en 2019. 30 comme valeur repère de la qualité de l'air en dessous de laquelle aucune action corrective n'est préconisée AFSSET : VGAI long terme : 10 (exposition chronique)	
<b>acétaldéhyde</b>	µg/m <sup>3</sup>	3,2E-02									1.3 (1.2-1.3)	3.0 (2.6-3.1)		11.6 (10.8-12.3)	30.0 (26.7-35.1)			
<b>Autres</b>	µg/m <sup>3</sup>																	
<b>Phénol</b>	µg/m <sup>3</sup>	2,0E-03	1,3E-04		0.03	0.05	0.03											
<b>Esters</b>	µg/m <sup>3</sup>				2.7	3.3	4.1	0.6	0.0									
<b>Acides organiques</b>	µg/m <sup>3</sup>				0.8	2.8	0.0	0.6	0.0									
<b>Composés azotés</b>	µg/m <sup>3</sup>				0.4	0.8	0.3	0.6	0.0									
<b>phtalates</b>	µg/m <sup>3</sup>				0.4	1.1	0.3	1.6	0.0									

Suite du Tableau 11 : Concentrations dans l'air extérieur associées aux trois scénarios étudiés et critères de comparaison

		Site de StocaMine					Autres données issues de la littérature				Valeurs réglementaires		A titre informatif						
		Air extérieur										Air intérieur							
		Etat initial mars 24 au 28 mars 1998										ASPA – station de Mulhouse Nord moyenne annuelle (et max) en 2011 (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air extérieur Médiane (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air extérieur 95 <sup>ème</sup> percentile (µg/m <sup>3</sup> )	Norme française de qualité de l'air : R221-1 C.env modifié par le Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 – art. 1 : valeurs limites pour la protection de la santé humaine (VL) ou valeurs cibles si seules disponibles (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air intérieur Médiane (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air intérieur 95 <sup>ème</sup> percentile (µg/m <sup>3</sup> )	Décret 2011-1727 du 2 décembre 2011	Valeurs sans statut réglementaire : Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos ouverts au public du HCSP Valeurs guides air intérieur-- VGAI long terme de l'AFSSET, devenue ANSES
Substances / familles	unités	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	point est	point sud	point ouest	point nord	En sortie d'aération du puits Else										
Composés furaniques	µg/m <sup>3</sup>				0.2	2.9	0.1	0.1	0.0										
Autres composés	µg/m <sup>3</sup>																		
Ammoniac - NH <sub>3</sub>	µg/m <sup>3</sup>				10.3	<5.2	5.9	8.2	51.6										
Dioxyde d'azote NO <sub>2</sub>	µg/m <sup>3</sup>				190	<35.7	201	<35.71	49.5				40 (VL en moyenne annuelle)						
Monoxyde de carbone (CO)													10000 pour le maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures						
Cyanure d'hydrogène – CN- (acide cyanhydrique – HCN)	µg/m <sup>3</sup>	1,6	1,8	7,1E-07	<0.98	<0.7	<0.87	<0.84	<0.84										
Composés soufrés	µg/m <sup>3</sup>				0.1	0.02	0.05	0.03	0.0										
Arsine	µg/m <sup>3</sup>	/	1,5E-02	/															
Poussières	µg/m <sup>3</sup>				<139	<123	<112	<112	7512										
Poussière inhalables (PM 10)	mg/m <sup>3</sup>												40 (VL en moyenne annuelle)	31.3 (28.2-34.4)	182.0 (119.0-214.0)				
Poussières alvéolaires (PM 2.5)	mg/m <sup>3</sup>												25 (VL au 1 janvier 2015) ; 20 (VL au 1 janvier 2020)	19.1 (17.2-20.7)	132.0 (88.3-174.0)				
Amiante	Fibre/l				<1.3	<0.6	<0.6	<0.3	(*)										

Suite du Tableau 11 : Concentrations dans l'air extérieur associées aux trois scénarios étudiés et critères de comparaison

		Site de StocaMine					Autres données issues de la littérature				Valeurs réglementaires		A titre informatif				
		Air extérieur										Air intérieur					
		Etat initial mars 24 au 28 mars 1998					ASPA – station de Mulhouse Nord moyenne annuelle (et max) en 2011 (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air extérieur Médiane (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air extérieur 95 <sup>ème</sup> percentile (µg/m <sup>3</sup> )	Norme française de qualité de l'air : R221-1 C.env modifié par le Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 – art. 1 : valeurs limites pour la protection de la santé humaine (VL) ou valeurs cibles si seules disponibles (µg/m <sup>3</sup> )		OQAI [Kirchner et al., 2006] : air intérieur Médiane (µg/m <sup>3</sup> )	OQAI [Kirchner et al., 2006] : air intérieur 95 <sup>ème</sup> percentile (µg/m <sup>3</sup> )	Décret 2011-1727 du 2 décembre 2011	Valeurs sans statut réglementaire : Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos ouverts au public du HCSP Valeurs guides air intérieur-- VGAI long terme de l'AFSSET, devenue ANSES		
Substances / familles	unités	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	point est	point sud	point ouest	point nord	En sortie d'aération du puits Else								
<b>Métaux</b>																	
<b>Mercuré particulaire</b>	µg/m <sup>3</sup>				<0.03	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02								
<b>Arsenic particulaire</b>	µg/m <sup>3</sup>				<0.06	<0.05	<0.04	<0.04	<0.05				0,006 Valeur cible ; Moyenne, calculée sur une année civile, du contenu total de la fraction PM10.				
<b>Plomb particulaire</b>	µg/m <sup>3</sup>				0.17	0.59	<0.4	0.12	0.05				0,5 (VL en moyenne annuelle)				
<b>Zinc particulaire</b>	µg/m <sup>3</sup>				0.44	1.33	0.22	<0.04	9.67								
<b>Cuivre particulaire</b>	µg/m <sup>3</sup>				0.67	0.25	0.13	<0.08	0.54								
<b>Cadmium particulaire</b>	µg/m <sup>3</sup>				<0.06	<0.05	<0.04	<0.04	<0.05				0,005 Valeur cible ; Moyenne, calculée sur une année civile, du contenu total de la fraction PM10.				
<b>Chrome particulaire</b>	µg/m <sup>3</sup>				<0.28	<0.25	<0.22	<0.2	0.91								
<b>Nickel particulaire</b>	µg/m <sup>3</sup>				<0.22	<0.2	<0.18	<0.16	<0.18				0,020 Valeur cible ; Moyenne, calculée sur une année civile, du contenu total de la fraction PM10.				
<b>Mercuré volatil/élémentaire</b>	µg/m <sup>3</sup>	3,2E-03	1,0E-02	4,5E-27													

L'examen des concentrations estimées dans l'air extérieur pour les scénarios 1, 2 et 3, présentées dans le Tableau 11 ci-dessus, au regard des critères précédemment mentionnés (comme les concentrations de l'environnement local témoin, les concentrations du réseau ASPA (station de Mulhouse Nord) de 2011 et en extérieur de l'OQAI) dont les valeurs sont également reprises dans ce tableau indique les éléments suivants, en rappelant que les concentrations sont basées sur des valeurs maximales du terme source.

### Pour le scénario 1

En rappel, les concentrations du terme source dans le stockage sont issues des résultats de la campagne conduite en 2010 par l'INERIS [Réf. - 17].

En termes d'interprétation, il est important de rappeler que la concentration initiale dans le terme source pour les BTEX, le naphthalène, le trichloroéthylène et le tétrachloroéthylène est issue d'analyses qualitatives dont les résultats ne correspondent donc qu'à un ordre de grandeur, conduisant à la mention dans les sections suivantes de concentrations de « l'ordre de ».

Pour le benzène, la concentration de l'ordre de  $0,07 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est inférieure de deux ordres de grandeur à celles mesurées lors de l'état initial (maximum de  $5,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), à la concentration maximale de l'ASPA en 2011 de  $3,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et au 95<sup>ème</sup> percentile de l'OQAI de  $7,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Elle est également inférieure à la Valeur Limite de  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  mais en moyenne annuelle. Et pour information, au regard de l'air intérieur, elle est inférieure aux valeurs-guides du décret 2011-1727 de décembre 2011 (de  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition de longue durée à compter du 1<sup>er</sup> janvier 2013, de  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour une exposition de longue durée à compter du 1<sup>er</sup> janvier 2016).

Pour le toluène, la concentration de l'ordre  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est inférieure au minimum  $9,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  observé dans l'environnement local témoin, et également inférieure à la concentration maximale de l'ASPA en 2011 de  $7,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et au 95<sup>ème</sup> percentile de l'OQAI de  $12,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Pour l'éthylbenzène, la concentration de l'ordre  $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est de l'ordre du minima observé dans l'environnement local témoin de  $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , et inférieure d'un ordre de grandeur à la concentration maximale de l'ASPA en 2011 de  $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et à celles de l'OQAI avec un 95<sup>ème</sup> percentile de  $2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Pour les xylènes totaux, la concentration de l'ordre de  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est dans la gamme basse de celles de l'environnement local témoin, et inférieure d'un ordre de grandeur à la concentration maximale de l'ASPA en 2011 et aux données de l'OQAI.

Pour le naphthalène, la concentration est de l'ordre de  $0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est inférieure d'un facteur 10 au regard de celles de l'environnement local témoin ; aucune valeur n'étant disponible dans les données de l'OQAI. A titre informatif, au regard de l'air intérieur, elle est nettement inférieure à la VGAI de l'AFSSET de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les effets non cancérogènes pour une exposition supérieure à un an.

Pour le trichloroéthylène, la concentration de  $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est inférieure, *a minima* d'un ordre de grandeur à celles de l'environnement local témoin avec un minimum de  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et un maximum de  $4,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ; et également inférieure de deux ordres de grandeur (facteur 100) à la gamme de l'OQAI avec un 95<sup>ème</sup> percentile de  $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . A titre informatif, au regard de l'air intérieur, elle est également inférieure à la VGAI de l'AFSSET de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les effets cancérogènes pour

une durée d'exposition vie-entière, ce qui *a priori* ne sera pas le cas pour le scénario 1 ne d'une durée d'une dizaine d'année.

Pour le tétrachloroéthylène, la concentration de  $0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est inférieure, *a minima* d'un facteur 20 à celles de l'environnement local témoin dont le minimum est de  $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et le maximum est de  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , et également inférieure de deux ordre de grandeur à celles de l'OQAI avec un 95<sup>ème</sup> percentile de  $3,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . A titre informatif, au regard de l'air intérieur, elle est inférieure à la valeur repère d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos du HCSP et à la VGAI de l'AFSSET, qui sont toutes deux égales à  $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour les effets non cancérogènes pour une exposition supérieure à un an.

Pour le formaldéhyde, aucune donnée n'est disponible dans l'environnement local témoin, pour permettre la comparaison de la concentration observée de  $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mais elle est inférieure de deux ordres de grandeur (facteur 100) au 95<sup>ème</sup> percentile de  $3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de l'OQAI. A titre informatif, au regard de l'air intérieur, elle est cependant inférieure aux valeurs-guides du décret 2011-1727 de décembre 2011 de  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à compter du 1<sup>er</sup> janvier 2015 et de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à compter du 1<sup>er</sup> janvier 2023.

Pour l'acétaldéhyde, aucune donnée n'est disponible dans l'environnement local témoin pour permettre la comparaison de la concentration observée de  $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mais elle est inférieure de deux ordres de grandeur (facteur 100) au 95<sup>ème</sup> percentile de  $3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de l'OQAI.

Pour le phénol, la concentration de  $0,002 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est inférieure de plus d'un ordre de grandeur à celles de l'environnement local témoin avec un maximum de  $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Pour l'acide cyanhydrique, la concentration de  $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est légèrement supérieure à celles de l'environnement local témoin qui sont inférieures à la limite de quantification de l'ordre de  $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Pour le mercure élémentaire, aucune donnée n'est disponible dans l'environnement local témoin ni dans les données de l'OQAI pour permettre la comparaison de la concentration observée de  $0,003 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

## **Pour le scénario 2**

En rappel, il est basé sur les concentrations mesurées en tête de fûts lors de l'acceptation des déchets, et seules 4 substances sont traitées avec des concentrations supérieures à la limite de quantification.

Pour le phénol, la concentration est très faible, de  $9,8\text{E}-05 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et nettement inférieures à celles de l'environnement local témoin avec un maximum de  $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Pour l'acide cyanhydrique, la concentration de  $1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est légèrement supérieure (facteur 2) à celles de l'environnement local témoin en soulignant que ces dernières sont inférieures aux limites de quantification de l'ordre de  $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Pour l'interprétation de la concentration en arsine de  $0,015 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , aucune donnée n'est disponible dans l'environnement local témoin, ni dans les données de l'OQAI.

Pour l'interprétation de la concentration en mercure élémentaire de  $0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , aucune donnée n'est disponible dans l'environnement local témoin ni dans les données de l'OQAI.

### **Pour le scénario 3**

En rappel, il est basé sur les concentrations issues des modélisations de l'INERIS [Réf. - 17] tenant compte de l'ennoyage total des déchets et du phénomène de complexation des cyanures par des métaux, et ne concerne *in fine* que deux substances.

Pour l'acide cyanhydrique, la concentration de  $7,1E-07 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est nettement inférieure à celles de l'environnement local témoin en soulignant que ces dernières sont inférieures aux limites de quantification de l'ordre de  $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Pour le mercure élémentaire, avec une concentration extrêmement faible de  $4,5E-27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , aucune donnée n'est disponible dans l'environnement local témoin, ni dans les données de l'OQAI.

### **3.3.4 DISCUSSION DES INCERTITUDES**

Les principales incertitudes portent sur le terme source, les vecteurs de transfert, dont les concentrations dans l'air au sein du stockage et également les concentrations en air extérieur par le biais notamment des modélisations réalisées en termes de dispersion.

Certaines de ces incertitudes ont été traitées dans d'autres rapports comme celui relatif au terme source [Réf. - 17]. Ainsi, elles ne sont pas reprises en détails dans ce chapitre relatif à l'étude de l'impact du stockage sur le milieu air extérieur, mais plus spécifiquement pour certaines abordées dans la section suivante relative à l'étude de l'impact potentiel du stockage sur la santé des populations. Cela sera le cas en termes d'impact sur les niveaux de risques sanitaires mentionnés au regard des critères d'acceptabilité, en complément d'incertitudes liées aux autres étapes de la démarche d'EQRS déroulée.

Ce qui conduira notamment à la recommandation de la mise en place de plan de surveillance et de servitudes pérennes notamment autour de certains ouvrages potentiellement fréquentés par les populations.

Ainsi dans cette section sont juste traités les éléments suivants, sans simulation numérique, sachant que dans certains cas mentionnés, l'impact sur la concentration dans l'air extérieur sera proportionnel à l'incertitude mentionnée.

#### **3.3.4.1 INCERTITUDES LIÉES AU TERME SOURCE**

Concernant les concentrations au sein du stockage pour le scénario 1, elles sont basées sur les résultats analytiques de la campagne de 2010, auxquels sont associés globalement une incertitude analytique de l'ordre de 20 à 30% pour les résultats issus des analyses quantitatives, en ce qui concerne les résultats issus des analyses qualitatives, ils ne donnent qu'un ordre de grandeur

Dans le cas du scénario 2, elles sont issues des concentrations mesurées en tête de fûts, auxquelles sont également liées des incertitudes analytiques, dans ce cas non communiquées mais probablement également de l'ordre de 20 à 30% ou supérieure.

Pour le cas du scénario 3, les concentrations du terme source sont issues des modélisations de l'INERIS [Réf. - 17] sur la base d'une estimation de la quantité des déchets pour laquelle le rapport INERIS indique une incertitude de l'ordre de +/- 50%. En outre concernant HCN, il a été pris en compte le phénomène de complexation notamment par le mercure, substance à laquelle est également liée

une incertitude en termes de quantité de déchets. Les incertitudes liées aux autres paramètres d'entrée des modélisations ne sont pas traitées dans le rapport INERIS [11].

Ces incertitudes impactent proportionnellement les concentrations estimées dans l'air extérieur.

#### 3.3.4.2 INCERTITUDES LIÉES AUX FLUX DE SUBSTANCES GAZEUSES ARRIVANT EN EXTÉRIEUR

En rappel de la section 3.3, des approches conservatoires ont été retenues, notamment en l'absence de prise en compte de facteur de dilution lié potentiellement au cheminement des vapeurs. Et pour les scénarios 2 et 3, il a été considéré une hypothèse de sortie en un seul ouvrage.

#### 3.3.4.3 INCERTITUDES LIÉES À LA DISPERSION DANS L'AIR EXTÉRIEUR

En termes de modélisation, au regard des deux approches retenues, le modèle ADMS pour le scénario 1 et le modèle « boîte » pour les scénarios 2 et 3, concernant le premier, comme déjà mentionné précédemment, il a fait l'objet de nombreuses campagnes de validation et s'impose à ce jour comme une référence en matière de calcul de dispersion. Plusieurs publications<sup>20</sup> rapportent les résultats de campagnes de comparaison entre le modèle ADMS et les mesures sur site. Toutefois, dans le cadre de cette première approche et au regard des recommandations émises ultérieurement, une étude spécifique des principales incertitudes liées au modèle n'a pas été réalisée. Une étude de comparaison de mesures en air extérieur et de résultats issus des modélisations permettrait notamment le calage de certains paramètres.

Seuls sont repris ci-après les éléments relatifs au choix des valeurs des paramètres, conduit avec une approche conservatoire.

Pour le scénario 1, en terme de rugosité la valeur la plus contraignante a été retenue au regard des populations considérées, en effet, à l'est du site, il s'agit principalement de prairies, mais dans une moindre mesure à l'ouest. En outre, en termes de « classes de stabilité », parmi le panel de situations différentes testé, les concentrations dans l'air issues de la « situation neutre » (la plus contraignante en termes de concentrations estimées), ont été retenues. A titre informatif, dans le cas des autres classes de « situation », Situation très instable, Situation instable, Situation peu instable, Situation stable, Situation très stable, les concentrations modélisées sont inférieures à celles issues du cas étudié « Situation neutre », respectivement d'un facteur de 5,1, de 1,9, de 1,2, de 1,1 et de 2,8. En termes de distance aux populations étudiées, 300 m a été considéré au regard des différents emplacements. A titre informatif, pour une distance de 200 m et non de 300 m, la « classe de situation » la plus contraignante en termes de concentrations est également la classe « Situation neutre » avec en termes de résultats, des

---

<sup>20</sup> Par exemple, Hanna S.R., Egan B.A., Purdum J. and Wagler J. (1999), Evaluation of ISC3, AERMOD, and ADMS Dispersion Models with Observations from Five Field Sites. HC Report P020, API, 1220 LSt. NW, Washington, DC 20005-4070, 1999. ADMS3 validation Summary, CERC, 2001. ; Laboratoire de Mécanique des Fluides et d'Acoustique, Ecole Centrale de Lyon, Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel – Vers un guide de l'utilisateur – 2ème partie : évaluation des modèles, 2005. ; etc.

concentrations dans l'air extérieur supérieures d'un facteur 1,5 à celles calculées pour une distance de 300 m.

Concernant les scénarios 2 et 3, lors de l'utilisation du modèle « boîte », conservatoire, les valeurs des paramètres ont également été choisies dans le cadre d'une démarche conservatoire, comme pour la vitesse du vent, égale dans ce cas à 1 m/sec, la dimension de la zone « source », considérée égale à 13 m, alors que des périmètres de servitudes plus importants seront potentiellement mis en place (actuellement prise en compte de servitudes d'un diamètre de 17 m (un diamètre de 17 m correspond à une section carrée de 13 m)).

En termes de conclusion au regard des incertitudes mentionnées, les quelques critères de qualité dans l'air disponibles ne seraient pas dépassés.

### 3.4 CONCLUSIONS

Les résultats des concentrations estimées dans l'air extérieur par le biais du modèle de dispersion gaussien ADMS pour le scénario 1, et d'un modèle « boîte » pour les scénarios 2 et 3, indiquent pour certaines des substances des concentrations inférieures à celles de l'environnement local témoin, dans la gamme ou supérieures à ces dernières.

Dans le cas du scénario 1, la concentration en éthylbenzène est dans la gamme de celles de l'environnement local témoin, de ce dernier (en soulignant à nouveau, que la concentration du terme source est issue d'analyses qualitatives dont les résultats ne correspondent donc qu'à un ordre de grandeur), et dans le cas de l'acide cyanhydrique, la concentration est légèrement supérieure. Pour les autres substances, aucune valeur n'est disponible au regard de l'environnement local témoin et/ou des valeurs de gestion.

Dans le cas du scénario 2, la concentration en acide cyanhydrique est également légèrement supérieure à celle de l'environnement local témoin. De même que mentionné pour le scénario 1, pour certaines substances aucune donnée n'est disponible dans l'environnement local témoin, ni dans la littérature, c'est notamment le cas du mercure élémentaire, de l'arsine. En outre, pour ces dernières, aucune valeur de gestion réglementaire dans l'air n'est disponible.

Dans le cas du scénario 3, qui ne concerne *in fine* que deux substances, la concentration en acide cyanhydrique est nettement inférieure l'environnement local témoin, et celle de mercure élémentaire est extrêmement faible, en rappelant pour cette dernière l'absence de données dans l'environnement local témoin.

Au regard de ces résultats, et tenant compte des diverses incertitudes (liées notamment au terme source, aux flux arrivant en surface, à la dispersion atmosphérique) et malgré de nombreux choix de valeurs conservatoires lors des modélisations, il s'avère nécessaire de conduire une évaluation des risques sanitaires pour les populations pour statuer sur l'impact de ces substances, notamment pour le mercure élémentaire et l'acide cyanhydrique. Cette démarche fait l'objet de la prochaine section de ce rapport.

## **4. IMPACT POTENTIEL DU STOCKAGE SUR LA SANTÉ DES POPULATIONS (HORS TRAVAILLEURS) DANS LE CADRE DU SCÉNARIO DE STOCKAGE ILLIMITÉ**

### **4.1 INTRODUCTION**

Le présent chapitre a pour objectif d'évaluer l'impact potentiel du stockage illimité sur la santé humaine des populations (hors travailleurs) tenant compte des impacts potentiels étudiés précédemment pour la ressource en eau [Réf. - 21] et le milieu air extérieur [section 3].

L'exposition des populations concernant des périodes à court terme, et à plus long terme après la mise en place des barrières avant et après ennoyage total des déchets, au regard des trois scénarios étudiés pour l'impact potentiel sur le milieu air extérieur.

En rappel de la section 3.1, ces scénarios sont :

- **« Scénario 1 »**

Il concerne la période couvrant les quelques années à venir (une dizaine d'année), avant la mise en place des barrières et des bouchons non encore réalisés pour les puits Joseph et Else, avec poursuite de la ventilation contrôlée du site de StocaMine au puits Else (sans modification potentielle au regard des futurs travaux de mise en place des barrières), et en considérant l'absence de corrosion significative des fûts.

- **« Scénario 2 »**

Il concerne une période de temps qui débute après la mise en place des barrières, et avec un ennoyage partiel de la zone de stockage des déchets, ce qui notamment ne conduira pas à certaines réactions chimiques comme la complexation des cyanures par les métaux.

- **« Scénario 3 »**

Il concerne une période de temps après la mise en place des barrières et l'ennoyage total de la zone des déchets, avec dissolution des déchets et réactions chimiques comme notamment la complexation des cyanures par les métaux.

L'étude de l'impact potentiel du stockage sur la santé des populations reprend de nombreux éléments déjà présentés dans d'autres rapports [Réf. - 17, Réf. - 19, Réf. - 20, Réf. - 21, etc.] et dans la section 3 traitant de l'impact potentiel du stockage sur l'air extérieur.

### **4.2 DÉMARCHE ADAPTÉE PAR L'INERIS**

La première étape consiste au regard des conclusions des études relatives à l'impact potentiel du stockage sur la ressource en eau et de l'impact potentiel du stockage sur l'air extérieur, à réaliser le schéma conceptuel.

Le schéma conceptuel est le fondement de la politique de gestion du risque selon l'usage suivie sur le plan national dans le cadre de la gestion des sites et sols pollués.

Il est une véritable représentation de l'état des lieux du site considéré et permet de mettre en évidence les relations entre :

- les sources de contamination identifiées (via l'identification de l'ensemble des substances dangereuses susceptibles d'être présentes, avec leurs caractéristiques physico-chimiques et toxicologiques) ;
- les différents compartiments environnementaux / milieux de transfert et leurs caractéristiques physiques afin de caractériser les vecteurs d'un transfert éventuel de ces substances chimiques ;
- les enjeux : les populations riveraines potentiellement exposées à ces substances chimiques, les usages des milieux et de l'environnement susceptibles d'induire une exposition de la population à ces substances chimiques, et les ressources naturelles, dans le cas présent, la ressource en eau.

A partir des résultats obtenus, il est possible de dresser le schéma conceptuel des zones étudiées. Le but du schéma conceptuel est de représenter de façon synthétique tous les scénarii d'exposition directs ou indirects susceptibles d'être rencontrés. Il permet d'appréhender l'état de pollution des milieux et les modes de contamination potentiels selon les activités et les usages qui existent sur les zones investiguées.

Sur la base de ce schéma conceptuel, une évaluation (quantitative) des risques sanitaire - E(Q)RS est conduite. Cette démarche comporte classiquement les étapes suivantes :

- l'évaluation de la toxicité avec l'identification des dangers (détermination des effets indésirables que les substances chimiques sont intrinsèquement capables de provoquer chez l'homme) et la définition des relations doses-effets et dose-réponses, ou valeur toxicologique de référence (VTR) (estimation du rapport entre le niveau ou la dose d'exposition et l'incidence et la gravité des effets) ;
- l'évaluation des expositions ;
- la quantification des risques ;
- l'analyse finale des incertitudes, les incertitudes étant relevées tout au long de la démarche. L'incertitude entourant les résultats d'une évaluation quantitative des risques sanitaires est en rapport avec des défauts d'information, mais aussi avec la variabilité de nombreux paramètres de calcul. Son analyse est donc utile pour éclairer du mieux possible les gestionnaires.

Parmi les démarches actuellement mises en œuvre pour la gestion des sites et sols pollués (MEDAD, 2007) est à citer l'interprétation de l'état des milieux (IEM)<sup>21</sup>. Cette démarche se base sur des mesures de concentrations dans les milieux d'exposition, qui dans le cas présent au regard du schéma conceptuel comporte outre l'inhalation de vapeurs, les usages domestiques de la nappe notamment via des puits privés. Or pour la seule voie d'exposition *in fine* retenue, la voie inhalation, cela aurait notamment nécessité une caractérisation de l'air extérieur, au regard d'une liste de paramètres chimiques en cohérence avec les substances volatiles potentiellement émises par les déchets, au droit des zones fréquentées

---

<sup>21</sup> avec ses règles spécifiques tant au regard des calculs de risques que des intervalles de gestion pour interpréter les résultats de l'évaluation quantitative des risques menés dans ce cadre spécifique.

par les populations générales à proximité du puits Else qui ne comporte pas encore de bouchon et servant de puits d'extraction de ventilation et au droit de zones fréquentées par les populations générales à proximité d'anciens puits, ce qui n'a pas été le cas dans le cadre du présent dossier.

Une estimation par modélisation des concentrations au sein du stockage a donc été conduite (cf. section 3.3.2). De même, pour la démarche d'EQRS classique (hors cadre IEM) en ce qui concerne les périodes à plus long terme, les résultats reposent essentiellement sur des modélisations prédictives à long terme (sur plusieurs siècles).

Les sections suivantes présentent l'EQRS conduite afin de statuer sur la compatibilité de l'état du milieu « air ambiant extérieur » avec les usages constatés actuellement et retenu par défaut, *a priori* similaires pour les périodes futures, avec quelques rappels méthodologiques.

### **4.3 SCHÉMA CONCEPTUEL**

#### **4.3.1 SOURCE DE POLLUTION**

La « source » désigne le milieu à partir duquel les substances non désirables s'accumulent ou initient le transfert vers d'autres milieux. Sur la zone d'étude et au regard du projet étudié, le stockage illimité avec mise en place de barrière, les sources de pollution identifiées et modélisées sont les déchets dont les substances dans la phase/solution dissoute, la saumure contaminée atteignant la ressource en eau (nappe d'Alsace et eaux de surface) et la phase gazeuse des déchets atteignant l'air ambiant extérieur.

En rappel du rapport relatif à l'impact potentiel du stockage sur la ressource en eau [Réf. - 21] et de la section 3 relative à l'impact potentiel du stockage sur l'air extérieur, sont respectivement à mentionner la prise en compte des métaux et métalloïdes et de substances organiques volatiles.

#### **4.3.2 VECTEURS/MILIEUX DE TRANSFERT ET MILIEUX D'EXPOSITION**

Les vecteurs de transfert *in fine* retenus sont les anciens puits d'exploitation.

*« L'étude hydrogéologique de l'INERIS finalisée en mars 2011 [6] a conclu que les 15 puits de mine du secteur sont les principales voies qui permettront un épanchement de saumure dans la nappe d'Alsace du fait du mécanisme de compaction des vides miniers liée au fluage des formations salifères. » (extrait de [Réf. - 21])*

*« Précisons que les anciens puits d'exploitation ont déjà été fermés par des méthodes classiques, à l'exception des puits Joseph et Else. » de (extrait de [Réf. - 21])*

Les éléments recueillis mettent en évidence un passage préférentiel par l'extrados, transfert également retenu pour la migration des substances en phase gazeuse.

Au regard des caractéristiques physico-chimiques des substances, les voies d'exposition potentielles, directes ou indirectes, à envisager pour les populations humaines, sont parmi les suivantes (cf. figure en annexe 3) :

- l'inhalation de vapeurs de substances organiques volatiles, semi-volatiles dans l'air ambiant extérieur à proximité immédiate de certains ouvrages d'exploitation comme les puits, les failles n'étant *in fine* pas prises en compte [Réf. - 20] ;
- l'ingestion d'eau issue de puits privés (celle distribuée par le réseau d'eau potable ayant par ailleurs déjà été abordée précédemment (cf. INERIS [Réf. - 21]) ;
- les expositions liées à d'autres usages domestiques de l'eau issue des puits privés, comme l'arrosage de végétaux potagers et la voie potentielle d'exposition associée, l'ingestion de végétaux potentiellement contaminés par l'arrosage du potager, (l'ingestion de sol) ou l'inhalation de vapeur d'eau contaminée lors de ces activités d'arrosage, l'abreuvement d'animaux d'élevage domestique susceptibles d'avoir accumulé des polluants et la voie potentielle d'exposition associée, l'ingestion de denrées alimentaires, etc. ;
- les expositions liées à l'usage de loisirs des eaux de surface (étang, bassin, etc.), comme l'ingestion non intentionnelle d'eau, l'ingestion de poissons ayant accumulé des polluants potentiels présents dans l'eau ou les sédiments, liée aux activités de pêche.

Au regard des conclusions et recommandations des études relatives à « l'impact sur la ressource en eau » et de « l'impact sur l'air extérieur », *in fine* n'est retenue que l'exposition par inhalation de substances gazeuses dans l'air extérieur au droit des anciens ouvrages, tenant compte de la mise en place de servitudes concernant l'interdiction de construction de bâtiment dans ces zones.

En effet, concernant « l'impact sur la ressource en eau » le rapport INERIS [Réf. - 21] indique parmi ces conclusions et recommandations, les éléments suivants :

- « *Les différentes hypothèses étudiées conduisent à préconiser, en fonctionnement normal, la mise en place de barrières dont l'étanchéité devra être assurée pour une période de 10 000 ans. En fonctionnement altéré (dégradé par une défaillance), la performance de ces ouvrages devra être garantie pour une période d'au moins 1 000 ans. Ces ouvrages devront être conçus et dimensionnés par un bureau d'études spécialisé.* »
- « *Avec les hypothèses retenues, les résultats de la modélisation restent très inférieurs aux critères de qualité d'origine réglementaire.* »
- « *Dans le scénario de référence d'une sortie par 5 puits, la valeur relative à l'environnement local témoin ne sera pas dépassée. Toutefois, un léger dépassement de ce critère de qualité pourra localement se produire dans l'hypothèse d'une fuite par 2 puits (sur le puits Else et en aval immédiat).* »

- « Les résultats de cette étude se basent sur la dispersion de la saumure contaminée dans la nappe, mais l'étude réalisée ne porte pas sur l'impact éventuel du puits privé d'un particulier procédant à un pompage à proximité immédiate d'un des puits de la mine Amélie. Afin de prévenir tout usage d'une eau contaminée au droit d'un des 5 puits, l'INERIS recommande fortement le recours à des restrictions d'usage de l'eau souterraine autour des 5 puits de la mine Amélie dans un rayon qui devra être précisé par une étude spécifique. »
- « Précisons que l'influence d'un certain nombre de facteurs conduisant à retarder ou à diminuer le transfert de saumure contaminée vers la nappe, tels que la capacité d'échange cationique des argiles, n'a pas pu être considérée ici du fait de la difficulté à quantifier ces phénomènes. Ainsi, les résultats présentés peuvent-ils être considérés comme majorants, c'est-à-dire liés à une approche sécuritaire.
- « Concernant les eaux de surface, il convient de rappeler que deux dilutions successives sont dans ce cas à considérer :
  - la première, dans la nappe d'Alsace, liée à l'éloignement des points d'épanchement (à la base de la nappe et pour les 5 puits de la mine Amélie) par rapport aux cours d'eau présents (Thur, Ill, etc.) ;
  - la seconde, du fait du mélange avec les eaux de surface elles-mêmes.

*Ainsi, sur la base des concentrations calculées dans les eaux souterraines, on peut conclure que les valeurs réglementaires associées aux eaux de surface ne seraient pas dépassées pour un épanchement survenant dans 1000 ans (Arrêté du 25 janvier 2010, cf. Annexe 2). »*

Il est également important de rappeler que les éléments pré-cités tiennent compte :

- « Conformément à l'étude hydrogéologique menée par l'INERIS, l'hypothèse de référence sur laquelle s'appuie cette modélisation est la sortie de la saumure contaminée par les 5 puits de la mine Amélie (Joseph, Else, Amélie 1, Amélie 2 et Max). Toutefois, l'incidence de l'incertitude liée à une sortie éventuelle par les 2 puits les plus proches du stockage (Joseph et Else) a également été étudiée. »
- « Par ailleurs, l'INERIS a aussi pris en compte l'incertitude pesant sur les masses des déchets liée à la méthode d'estimation des quantités de déchets mises en œuvre par l'exploitant (de l'ordre de  $\pm 50$  % de la valeur moyenne). »

### 4.3.3 ENJEUX

Les enjeux considérés sont les populations (adultes et enfants) riveraines au site et notamment fréquentant plus particulièrement au droit des zones de promenade à proximité du site de StocaMine (puits Else) (Scénario 1) et en limite des zones de servitudes au droit des anciens puits (Scénarios 2 et 3).

### 4.3.4 BILAN DU SCHÉMA CONCEPTUEL

Le Tableau 12 récapitule les voies d'exposition et les enjeux *in fine* retenus.

Tableau 12 : Schéma conceptuel étudié

« Sources »	Milieux d'exposition	Voies d'exposition	Enjeux, populations concernées
Phase gazeuse des déchets	Air extérieur	Inhalation	Enfants et adultes

Les concentrations dans l'air extérieur, pour les trois scénarios étudiés, supérieures à la gamme de concentrations rencontrées sur les points caractérisant l'environnement local témoin, c'est-à-dire l'état non perturbé du milieu air extérieur au regard du projet de stockage illimité, ou pour lesquelles aucune donnée de caractérisation de l'état initial ni autres campagnes de mesures ni valeurs de gestion réglementaires ne sont disponibles, sont synthétisées dans le Tableau 11.

Ce tableau présente donc uniquement les concentrations retenues pour l'évaluation quantitative des risques sanitaires.

## 4.4 EVALUATION QUANTITATIVE DES RISQUES SANITAIRES APPLIQUÉE AU PROJET

### 4.4.1 EVALUATION DE LA TOXICITÉ ET VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE

#### 4.4.1.1 GÉNÉRALITÉS

L'évaluation de la toxicité regroupe les deux étapes suivantes détaillées ci-après :

- l'identification du potentiel dangereux des substances, c'est-à-dire les effets indésirables qu'une substance est intrinsèquement capable de provoquer chez l'homme. Ces effets pour des expositions aiguës ou chroniques peuvent être de différents types : effets locaux, systémiques, non cancérigènes, cancérigènes, mutagènes ou reprotoxiques. La connaissance d'informations sur les effets toxiques identiques sur un même organe peut s'avérer nécessaire lors de la quantification du risque pour décider du cumul ou non des risques liés aux substances à seuil. Cette étape comporte également la recherche de

la classification des substances pour leurs effets cancérigène et génotoxique<sup>22</sup>, qui provient principalement des banques de données suivantes : Union Européenne avec l'inventaire EINECS (European Inventory of Existing Commercial Substances) ; site web : <http://ecb.jrc.it/existing-chemicals/> ; IARC / CIRC (International Agency for Research on Cancer / Centre International de Recherche sur le Cancer) ; site web : <http://www.monographs.iarc.fr/FR/classification/index.php> ; US EPA (United States Environmental Protection Agency) et son programme IRIS (Integrated Risk Information System) ; site web : <http://www.epa.gov/iris/> ; les définitions des classes de cancérogénéité de l'UE, de l'US EPA, du CIRC/IARC sont rappelées en Annexe 2. Cette annexe indique également les classifications proposées pour les substances retenues par la suite pour l'évaluation des risques sanitaires ;

- la définition des relations dose-effets et dose-réponse, c'est-à-dire la relation quantitative entre la dose ingérée ou la concentration inhalée et l'incidence de l'effet délétère. Cette relation est traduite par la valeur toxicologique de référence (VTR), dont la dénomination dépend de l'organisme élaborateur. Les VTR « à seuil de dose » sont construites dans le cas de substances provoquant au-delà d'une certaine dose, des dommages dont la gravité augmente avec la dose absorbée. Les VTR « sans seuil de dose » sont construites dans le cas de substances pour lesquelles l'effet apparaît quelle que soit la dose reçue et où la probabilité de survenue augmente avec la dose. La VTR d'une substance est établie à partir des données disponibles sur l'effet de la substance. Elle est spécifique d'un effet, d'une voie et d'une durée d'exposition. Les pratiques en termes de choix des valeurs toxicologiques de référence (VTR) sont explicitées.

La VTR d'une substance est établie à partir des données disponibles sur l'effet de la substance (<http://www.sante-environnement-travail.fr> ; 2008). Elle est spécifique d'un effet, d'une voie et d'une durée d'exposition. Ainsi, une substance chimique pourra disposer de plusieurs VTR : une pour l'inhalation et une pour l'ingestion par exemple. La VTR s'appuie sur des données animales issues d'études d'expérimentales ou, lorsqu'elles existent, sur des données humaines issues d'études épidémiologiques. Les VTR sont établies par des organismes sanitaires nationaux ou internationaux. Les étapes et les hypothèses nécessaires à leur élaboration à partir de résultats de tests toxicologiques sont différentes pour les effets considérés comme à seuil de dose et pour ceux sans seuil de dose.

Les VTR se définissent comme suit :

- *Effets à seuil et VTR associée (voir le glossaire pour les acronymes)*  
Pour les effets à seuil, il est supposé l'existence d'un seuil de dose en deçà duquel la probabilité d'occurrence de l'effet néfaste chez l'homme est considérée comme nulle. Il est fait l'hypothèse que les mécanismes d'action toxique conduisant à ces effets néfastes surviennent eux-mêmes avec un seuil. Les effets cancérigènes résultant d'un mécanisme non génotoxique appartiennent à cette catégorie.

---

<sup>22</sup> Les définitions des classifications sont données en annexe 2.

Les effets cancérogènes ont longtemps été considérés comme des effets sans seuil. Depuis quelques années, seuls les effets cancérogènes génotoxiques suivent cette hypothèse d'absence de seuil. Il peut ainsi exister pour un composé des VTR à seuil pour les effets cancérogènes, coexistantes avec d'autres VTR à seuil (effets non cancérogènes) et des VTR cancérogènes sans seuil.

La VTR associée à des effets à seuil, est la dose maximale pour laquelle il est estimé ne pas voir apparaître d'effet néfaste chez l'homme ; il s'agit donc d'une quantité de produit. Elle est majoritairement issue d'études sur des animaux. Pour les substances à effets à seuil, les VTR ont comme démarche d'élaboration, la détermination de l'effet critique, la détermination d'une dose ou d'une concentration critique (No Observed Adverse Effect Level - NOAEL, LOAEL, BMD) et l'utilisation de facteurs d'incertitude. Pour l'obtenir, la valeur de la dose seuil estimée sans effet sur l'animal est divisée par un certain nombre de ces facteurs, dits d'incertitude, Uncertainty Factor, UF. Ces derniers ont généralement des valeurs comprises entre 1 et 10000, par exemple, pour la variation inter-espèce (la transposition à l'homme d'un seuil obtenu sur l'animal (sachant que les effets qualitatifs observés chez l'animal seront considérés identiques pour l'homme)) (valeur du facteur généralement de 3 à 10), pour la variation de sensibilité inter-individus au sein d'une même espèce (valeur du facteur généralement de 3 à 10), pour l'utilisation d'un LOAEL (valeur du facteur généralement de 3 à 10), pour l'utilisation d'une BMD/BMC (benchmark dose ou concentration) : rapprochement d'une dose sans effet (3), pour l'extrapolation temporelle souvent nécessaire pour passer d'un résultat issu d'une expérience réalisée sur une durée moyenne à une valeur protectrice sur le long terme, pour la prise en compte de la durée de l'étude (subchronique - chronique : 3 à 10), de la sévérité de l'effet (valeur du facteur généralement de 3 à 10), de la fiabilité des données (valeur du facteur généralement de 3 à 10).

Les noms attribués aux VTR et leurs définitions varient en fonction de l'organisme qui les ont établies, dont les principaux sont : DJA, DJT / Tolerable Concentration in Air (TCA) pour l'OMS, Oral Reference dosis (RfD) / Reference concentration (RfC) pour l'US EPA, MRL pour l'ATSDR, DJA / CA pour Health Canada, Tolerable Daily Intake (TDI) / TCA pour le RIVM définies dans le glossaire. Ces VTR sont exprimées en (mg/kg/j) ou en (mg/m<sup>3</sup>).

- *Effets sans seuil et VTR associée (voir le glossaire pour les acronymes)*  
Pour les effets sans seuil, l'hypothèse est qu'il n'y a pas de seuil de toxicité : toute dose peut produire l'effet toxique avec une probabilité donnée. Aussi l'objectif est de disposer d'informations quantitatives permettant de déterminer une dose pour laquelle il est estimé que cette probabilité de survenue de l'effet est "acceptable". Les effets cancérogènes résultant d'un mécanisme génotoxique appartiennent à cette catégorie.

La VTR associée à des effets sans seuil est la probabilité d'observer un effet néfaste lié à une substance par unité de dose.

La VTR est obtenue à partir d'une extrapolation de la relation dose-réponse observée lors d'une expérimentation sur animaux ou pour de fortes expositions humaines (le plus souvent professionnelles) vers les faibles ou très faibles valeurs de risque correspondant aux doses des expositions environnementales

Pour l'US EPA, cette probabilité est souvent exprimée par un excès de risque unitaire. Pour Health Canada, il s'agit de DT0,05 et CT0,05, la dose totale ou concentration générale dans l'air qui induit une augmentation de 5 % de l'indice des tumeurs ou de la mortalité attribuable à des tumeurs. Elles s'expriment en mg/kg/j ou en mg/m<sup>3</sup>. Health Canada propose de diviser ces valeurs par 5 000 et 50 000 pour assurer une protection similaire à celle donnée par l'ERU, ces particularités techniques rendent son utilisation moins immédiate, cas nécessitant la connaissance de la valeur spécifique à la chaque substance étudiée. En effet elles ne sont pas assimilées par Health Canada à des ERU directement utilisables dans une EQRS. Pour le CR du RIVM, la VTR s'exprime comme la quantité ou la concentration de substance induisant un excès de risque cancérigène (souvent de l'ordre de 10<sup>-4</sup>, soit 1 cas de cancer additionnel pour 10.000 individus) ; le CRo est exprimé en mg/kg/j et le CRi en mg/m<sup>3</sup>.

A la VTR associée, les noms attribués aux VTR et leurs définitions varient en fonction de l'organisme qui les ont établies : ERU / Slope Factor - Sf (US EPA (IRIS) / OMS) / URF, CPF (OEHHA) (définies dans le glossaire), qui correspondent à la probabilité par rapport à un sujet non exposé, qu'un individu développe un cancer s'il est exposé pendant sa vie entière à une unité de dose ou de concentration de la substance cancérigène. Ces VTR sont exprimées en (mg/kg/j)<sup>-1</sup> ou en (mg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup>.

#### 4.4.1.2 DÉMARCHE GÉNÉRALE D'ANALYSE ET DE CHOIX DE VTR

Pour la réalisation de l'évaluation des risques, les valeurs toxicologiques de référence (VTR) ont été choisies conformément aux instructions du ministère en charge de la santé (cf. circulaire DGS/SD n°2006-234 de mai 2006 <sup>23</sup>), relatives entre autres aux modalités de sélection des VTR, comme repris dans la note aux Préfets du 8 février 2007 et ses annexes (MEDAD, 2007).

Les valeurs toxicologiques de référence retenues sont issues d'un choix parmi celles proposées par les 6 organismes et agences reconnues, et classiquement consultées, que sont :

- ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>
- OEHHA - Office of Environmental Health Hazard Assessment, Agency Oakland California. <http://www.oehha.ca.gov/risk/ChemicalDB/index.asp>
- RIVM - Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu (national institute of public health and environment) (2001) - Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, report 711701 025, March 2001 - <http://www.rivm.nl>
- Santé Canada - VTR Substances. <http://www.hc-sc.gc.ca/francais/>
- US EPA : IRIS - Integrated Risk Information System - U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/>

Les fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques de l'INERIS ont également été consultées.

---

<sup>23</sup>La démarche de choix des VTR indiquée n'empêche pas une démarche approfondie conduite par des toxicologues.

En outre, la position de l'INERIS est de proposer la meilleure approche au vu des connaissances disponibles ; le niveau d'approfondissement vers la meilleure connaissance disponible, comme tout aspect des études, sera proportionné aux enjeux.

Cette approche ne déroge pas à la circulaire de la DGS (circulaire DGS/SD n°2006-234 de mai 2006), tenant compte de la meilleure approche au vu des connaissances disponibles.

Ainsi, ont été pris en compte les avis d'experts toxicologiques lorsqu'ils étaient disponibles pour les substances étudiées, notamment ceux de l'INERIS.

Les VTR retenues sont issues d'une démarche de choix approfondie de la part de l'INERIS.

Un choix parmi les différentes valeurs disponibles est réalisé pour la voie inhalation, *in fine* la seule retenue et pour une durée d'exposition chronique pour les effets avec et sans seuil. La justification scientifique des valeurs retenues est basée sur les valeurs toxicologiques de référence disponibles. Selon les substances, le niveau de détail apporté dans la justification dépend du volume des données disponibles et de leur qualité.

De manière générale, les VTR élaborées à partir d'études épidémiologiques sont privilégiées. Une analyse de la qualité de chaque étude clef est pratiquée ainsi que celle des différents paramètres servant à l'élaboration de chaque VTR : effet critique, dose ou concentration critique, méthode de calcul et choix des facteurs d'incertitude. Seule la VTR la plus pertinente est alors retenue.

Les extrapolations voie à voie ne sont pas conseillées pour des effets à seuil et seront donc rarement retenues pour les VTR élaborées pour ce type d'effet. En revanche, l'extrapolation voie à voie peut être retenue pour les VTR élaborées pour des effets sans seuil, dans la mesure où le nombre d'études disponibles permettant l'établissement d'une VTR est très souvent très limité. Cette extrapolation n'est alors envisageable que sous réserve qu'il soit clairement démontré que des effets cancérigènes sont observés pour les deux voies d'exposition considérées.

Les valeurs issues de documents non finalisés (en projet) ne sont pas retenues dans les choix.

Les valeurs provisoires sont analysées au même titre que les autres VTR, la notion de « provisoire » étant alors considérée comme une limite de confiance émise par l'organisme qui l'élabore. De ce fait, ces valeurs provisoires sont rarement préférées lorsque d'autres valeurs sont disponibles. Les valeurs identifiées dans des tableaux récapitulatifs et non justifiées par les organismes qui les proposent, ne sont pas prises en considération dans le présent choix.

Les valeurs guides long terme de l'OMS et l'ANSES ne sont retenues que dans la mesure où elles sont construites selon le même principe que les VTR.

Si une seule valeur est disponible, l'analyse critique de sa validité est réalisée.

Si la ou les valeurs disponibles sont jugées de faible qualité mais qu'au regard des risques pour les populations exposés il est indispensable de disposer d'une valeur, celle-ci est malgré tout retenue mais la mention « par défaut » permettra d'alerter sur les limites de sa qualité.

En l'absence de valeur disponible, il n'est pas proposé de valeur.

#### 4.4.1.3 VTR RETENUES

En termes de choix des VTR pour une exposition chronique et pour la voie inhalation, l'INERIS a retenu les VTR synthétisées dans le Tableau 13 ci-dessous, tenant compte de la démarche de choix approfondi présentée dans la section précédente, dans les autres cas, la VTR la plus conservatoire a été retenue. L'Annexe 2 présente les VTR, les choix associés et leurs justifications.

*Tableau 13 : Synthèse des VTR sélectionnées dans le cadre de l'étude pour la voie inhalation*

<b>Substances</b>	<b>VTR pour les effets à seuil (mg/m<sup>3</sup>) et organisme élaborateur</b>	<b>VTR pour les effets sans seuil (mg/m<sup>3</sup>)<sup>-1</sup> et organisme élaborateur</b>
acéaldéhyde	1,4E-01 (OEHHA)	2,2E-03 (US EPA)
acide cyanhydrique	8,0 E-04 (US EPA)	n.c.
arsine	5,0 E-05 (US EPA)	n.c.
benzène	9,8E-03 (ATSDR)	7,8E-03 (US EPA)
éthylbenzène	3,0E-01 (ATSDR)	2,5E-03 (OEHHA)
formaldéhyde	1,0E-02 (ATSDR)	1,3 E-02 (US EPA)
mercure élémentaire	3,0 E-05 (OEHHA)	n.c.
naphtalène	3,0E-03 (US EPA)	3,4E-02 (OEHHA)
phénol	2,0 E-01 (OEHHA)	n.c.
tétrachloroéthylène	2,0E-01 (OMS CICAD)	5,9E-03 (OEHHA)
toluène	5,0E+00 (US EPA)	n.c.
trichloroéthylène	6,0E-01 (OEHHA)	4,1E-03 (US EPA)
xylènes	8,7E-01 (RIVM)	n.c.
Nc : non concerné		

## 4.4.2 EVALUATION DES EXPOSITIONS

### 4.4.2.1 GÉNÉRALITÉS ET RAPPELS MÉTHODOLOGIQUES

L'exposition est le contact entre un organisme vivant et une situation ou un agent dangereux, présent dans un ou des milieux potentiellement contaminés. La dose d'exposition est la quantité de cette substance présentée à la barrière biologique de l'individu exposé (dose externe) ou l'ayant traversé (dose interne), par unité de poids corporel et par unité de temps, par exemple dans le cas de la voie d'exposition par ingestion.

L'évaluation de l'exposition consiste, d'un côté, à identifier les personnes exposées (âge, sexe, caractéristiques physiologiques, budgets espace temps, etc.) et les voies d'exposition / de pénétration des substances. De l'autre, elle doit quantifier la fréquence, la durée et l'intensité de l'exposition à ces substances - exprimée par une dose moyenne journalière ou, pour l'inhalation, par une concentration moyenne dans l'air - pour chaque voie pertinente.

En termes d'approche, différentes méthodes de caractérisation de l'exposition humaine sont disponibles :

- des méthodes directes, notamment via la recherche de biomarqueurs (BM) d'exposition dans des milieux biologiques (sang, urines, cheveu) ;
- des méthodes indirectes qui produisent et exploitent des données issues de mesures ou de données bibliographiques et, de ce fait, qui sont souvent plus approximatives que les méthodes directes. Il s'agit de mesurer les concentrations en substances contaminantes dans les différents milieux environnementaux ou d'exposition et de caractériser les paramètres d'exposition, par exemple, les quantités quotidiennement « consommées » de certains de ces milieux. L'exposition humaine n'est pas toujours accessible à la mesure pour des raisons pratiques, techniques, ou, comme c'est souvent le cas, parce que l'étude est de nature prédictive : l'évaluation porte sur une situation future, et l'exposition à évaluer n'existe pas encore. Pour pallier ces inconvénients, il est courant de combiner des mesures effectuées sur le terrain à des estimations ayant deux origines possibles : la transposition et la modélisation.

Dans le cas du stockage illimité de StocaMine et d'une exposition chronique des populations générales, et cela pour des périodes de temps à venir, l'approche s'appuie sur des méthodes indirectes de quantification de l'exposition humaine, par le biais principalement de modélisation des futures concentrations dans les milieux d'exposition, en l'absence de mesures directes dans l'air ambiant inhalé par les populations.

L'exposition à une substance chimique dépend :

- de sa concentration dans les milieux,
- de son comportement physico-chimique,
- des voies et des niveaux d'exposition des populations avec les milieux concernés.

L'étape d'évaluation de l'exposition consiste à quantifier l'exposition des populations sur la base du schéma conceptuel correspondant à l'étude.

En l'absence de mesures disponibles dans les milieux d'exposition fréquentés par les populations humaines, l'estimation des expositions repose sur la modélisation des transferts des substances de la source vers les populations.

Le paragraphe suivant rappelle l'expression du calcul d'une concentration inhalée, avec les paramètres d'exposition associés.

$$CI = \left( \sum_i (C_i \times t_i) \right) \times F \times \frac{T}{T_m}$$

Avec :

CI	concentration inhalée sur la période d'exposition liée à une exposition sous forme vapeur ou sous forme particulaire	M L <sup>-3</sup>
C <sub>i</sub>	concentration de la substance dans l'air sous forme gazeuse, sous forme particulaire en un lieu pendant la fraction de temps t <sub>i</sub>	M L <sup>-3</sup>
t <sub>i</sub>	fraction du temps d'exposition à la concentration C <sub>i</sub> pendant une journée en un lieu	-
F	fréquence d'exposition : nombre annuel de jours d'exposition ramené au nombre total annuel de jours	-
T	durée d'exposition	T
T <sub>m</sub>	période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée ; pour une substance à effet à seuil T = T <sub>m</sub> et pour une substance à effet sans seuil, T <sub>m</sub> est assimilé à la durée de la vie entière (prise conventionnellement égale à 70 ans) <sup>24</sup>	T

#### 4.4.2.2 APPLICATION AU PROJET

##### **Paramètres d'exposition**

Ces choix des valeurs des paramètres d'exposition ont été réalisés de façon volontairement conservatoire en première approche au regard de certaines incertitudes notamment en termes de fréquentation des lieux. Le Tableau 14 ci-dessous reprend les valeurs retenues.

Il s'agit du nombre d'heures et de jours par an où la personne est présente sur la zone d'étude, nécessaire pour calculer la fréquence d'exposition.

En l'absence de connaissance précise de la fréquentation du site, ou de données de la littérature pour une situation similaire, les choix ont été conduits avec une

---

<sup>24</sup> Cette distinction repose sur l'hypothèse d'un mécanisme d'action différent dans chacun des deux cas. Pour les effets à seuil, le risque est associé au dépassement d'une dose donnée pendant la période d'exposition. Pour les effets sans seuil, il est considéré que l'effet de chaque dose reçue isolément s'ajoute sans aucune perte et que la survenue de la réponse cancéreuse est fonction de la somme totale des doses reçues ; une forte dose sur une courte période produit le même effet qu'une plus faible dose reçue sur une période plus longue. Dans ce cas, le risque s'exprime sous la forme d'une probabilité d'occurrence qui augmente avec la dose reçue tout au long de la vie.

approche raisonnablement conservatoire. Il a été tenu compte de la présence de servitudes au droit des anciens ouvrages.

Pour le scénario 1, il a été considéré une fréquentation d'une heure des zones de promenades en périphérie de la zone de StocaMine (puits Else), et cela tous les jours de l'année, soit une fréquence annuelle 1 (365j/365j). En termes de nombre d'années d'exposition, l'hypothèse retenue est une fréquentation de cette zone durant 10 ans, période considérée avant la mise en place des barrières. Durant ces 10 ans, est considérée une période d'exposition de 6 ans pour l'enfant et de 4 ans pour l'adulte, une période de 10 ans d'exposition d'un adulte pouvant également être considérée.

Pour les scénarios 2 et 3, couvrant les périodes après la mise en place des barrières, il a été considéré également une fréquentation d'une heure autour de la zone de servitude mise en place au droit des anciens puits, et cela tous les jours de l'année, soit une fréquence annuelle 1 (365j/365j). En termes de nombre d'années d'exposition, l'hypothèse retenue est une fréquentation de ces zones durant la vie entière, soit 6 ans d'exposition pour l'enfant et 64 ans pour l'adulte.

Le Tableau 14 suivant présente les paramètres d'exposition retenus.

*Tableau 14 : Paramètres d'exposition d'une personne*

<b>Paramètres d'exposition</b>	<b>Scénario 1</b>	<b>Scénarios 2 et 3</b>
Ti : fraction du temps d'exposition à la concentration Ci pendant une journée [sans unité]	Une heure par jour, soit $Ti = (1/24) = 0.041$	Une heure par jour, soit $Ti = (1/24) = 0.041$
T : durée d'exposition [années]	10 (6 ans pour l'enfant et de 4 ans pour l'adulte)	70 (6 ans pour l'enfant et de 64 ans pour l'adulte)
F : fréquence d'exposition : nombre annuel de jours d'exposition ramené au nombre total annuel de jours [sans unité]	Tous les jours de l'année, soit $F = (365/365) = 1$	Tous les jours de l'année, soit $F = (365/365) = 1$
Tm : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée [années]	70 (effet à seuil : égale à la durée d'exposition) et 70 (effet sans seuil) <sup>25</sup>	70 (effet à seuil : égale à la durée d'exposition) et 70 (effet sans seuil) <sup>25</sup>

<sup>25</sup> pour une substance à effet à seuil  $T = Tm$  et pour une substance à effet sans seuil,  $Tm$  est assimilé à la durée de la vie entière (prise conventionnellement égale à 70 ans)

## Paramètres environnementaux

En rappel de la section 3.2, à consulter pour plus de détails, les concentrations dans l'air ambiant extérieur ont été estimées sur la base de données issues de mesures et/ou modélisations en fond de stockage, avec comme étape ultime l'utilisation d'un modèle de dispersion atmosphérique de type « boîte ».

Les concentrations dans l'air ambiant extérieur retenues pour les trois scénarios sont reprises du Tableau 11, et concernent plus particulièrement l'enfant au regard de la prise en compte de sa hauteur de respiration de 1 m.

Dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires, les concentrations dans l'air ambiant extérieur ont également été calculées en tenant compte de la hauteur de respiration de l'adulte de 1,5 m. Elles ne sont pas reprises dans un tableau, mais à titre informatif, elles sont inférieures d'un facteur 1,5 à celles estimées pour l'enfant.

### 4.4.3 CARACTÉRISATION DES RISQUES

#### 4.4.3.1 GÉNÉRALITÉS ET RAPPELS MÉTHODOLOGIQUES

Pour chaque substance et voie d'exposition, le risque est quantifié respectivement pour les effets à seuil, sous la forme d'un quotient de danger (QD) et pour les effets sans seuil, sous la forme d'excès de risque individuel (ERI). L'expression de calcul pour la voie inhalation est rappelée ci-après.

- Pour les effets à seuil

$$QD = \frac{CI}{VTR (inhalation)}$$

- Pour les effets sans seuil

$$ERI = CI \times VTR (inhalation)$$

avec :

QD	quotient de danger <sup>26</sup>	-
ERI	excès de risque individuel	-
CI	concentration inhalée	M L <sup>-3</sup>
VTR pour les effets à seuil	valeur toxicologique de référence (correspondant à une concentration dans le cas de la voie d'inhalation)	M L <sup>-3</sup>
VTR pour les effets sans seuil	valeur toxicologique de référence (correspondant à l'inverse d'une concentration dans le cas de la voie d'inhalation)	(M L <sup>-3</sup> ) <sup>-1</sup>

---

<sup>26</sup> Egalement appelé indice de risque avant les textes du 8 février 2007 du MEDAD.

La valeur numérique du QD n'exprime pas un risque au sens statistique du terme<sup>27</sup>. L'évaluation est de nature qualitative : 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. Au contraire, un ratio supérieur à 1 signifie que l'effet toxique peut se déclarer au sein de la population exposée, sans qu'il soit possible d'estimer la probabilité de survenue de cet événement. Pour information, un quotient de danger de 0,01 ne signifie pas qu'il existe une chance sur cent de développer un effet adverse, mais indique que la dose estimée est cent fois plus faible que la dose de référence.

L'excès de risque individuel ainsi calculé correspond à la probabilité supplémentaire, par rapport à un sujet non exposé, qu'un individu contracte un cancer s'il est exposé pendant sa vie entière à la dose d'exposition calculée dans l'étude.

Dans la démarche d'évaluation quantitative des risques sanitaires, les démarches de quantification sont les suivantes<sup>28</sup> :

- pour les effets à seuil, les calculs ont été réalisés avec une approche conservatoire, l'additivité des risques a été prise en compte systématiquement via la sommation des QD de toutes les substances étudiées. En effet, *a minima*, il est nécessaire de réaliser la sommation des quotients de danger calculés avec des VTR dont l'organe cible est identique ;
- pour les effets sans seuil, les calculs ont été réalisés en sommant les ERI de toutes les substances étudiées, correspondant à l'approche méthodologique actuelle.

#### **SEUILS DE « PRÉOCCUPATION » DES QUOTIENTS DE DANGER ET EXCÈS DE RISQUE INDIVIDUEL**

Dans le cadre d'une évaluation quantitative des risques, les seuils à partir desquels les QD ou les ERI sont considérés comme potentiellement préoccupants sont ceux usuellement retenus au niveau international par les organismes en charge de la protection de la santé :

- pour les effets à seuils, le quotient de danger théorique doit être inférieur à 1 (l'apparition d'un effet toxique ne peut être exclue lorsque la valeur du QD est supérieure à 1) ;
- pour les effets sans seuils, l'excès de risque individuel théorique doit être inférieur à  $10^{-5}$  (probabilité d'apparition d'un cas supplémentaire de cancer sur une population de 100 000 personnes exposées).

#### 4.4.3.2 APPLICATION AU PROJET

Le Tableau 15 et le Tableau 16 ci-dessous présentent les résultats des calculs de risques respectivement pour les effets à seuil et les effets sans seuil pour les trois

---

<sup>27</sup> C'est-à-dire la probabilité de survenue d'un effet délétère.

<sup>28</sup> Il est à souligner que dans le cadre de la démarche d'Interprétation de l'Etat des Milieux – IEM, la démarche est de traiter chaque substance et voie d'exposition de manière spécifique au regard des critères d'acceptabilité associés, qui sont dans ce cas des intervalles de gestion des risques.

scénarios étudiés pour une personne fréquentant des zones de promenades à proximité du site de StocaMine (puits Else) pour le scénario 1 et pour les scénarios 2 et 3, en limite des zones de servitude mises en place autour des anciens puits. Les concentrations retenues dans l'air extérieur sont rappelées dans le Tableau 11, les VTR choisies sont celles mentionnées à la section 4.4.1.3 et les paramètres d'exposition ceux présentés dans le Tableau 14.

En rappel, le scénario 1 prend en compte une période d'exposition de 6 ans pour l'enfant et de 4 ans pour l'adulte (cf. 10 ans d'exposition pris en compte avant la mise en place des bouchons). En présence de substances avec des effets à seuil et sans seuil, les quotients de danger repris dans le Tableau 15 sont ceux calculés pour les enfants, les plus contraignants. Quant aux risques liés aux effets sans seuil, les ERI, repris dans le Tableau 16, ils concernent et la période enfant et la période adulte).

Pour les scénarios 2 et 3 qui concernent une durée d'exposition de 70 ans (vie entière), soit 6 ans d'exposition pour l'enfant et 64 ans pour l'adulte, mais liés à une exposition à des substances avec iniquement des effets à seuil, seuls les quotients de danger calculés pour les enfants sont repris dans le Tableau 16, basés sur les concentrations d'exposition les plus contraignantes.

Tableau 15 : Synthèses des risques (quotient de danger) pour les substances avec des effets à seuil liés à l'inhalation d'air extérieur

Substance (*)	Quotient de danger (QD) – risque pour les effets à seuil		
	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3
acétaldéhyde	9,5E-06		
acide cyanhydrique	8,3E-02	3,3E-02	2,2E-07
arsine		1,3E-02	Absence des conditions nécessaires à la formation
<i>benzène</i>	<i>3,1E-04</i>		
<i>éthylbenzène</i>	<i>2,8E-05</i>		
formaldéhyde	6,7E-05		
mercure élémentaire	4,4E-03	1,4E-02	(3,71E-26, valeur indiqué uniquement à titre indicatif, au regard de la très faible concentration dans l'air extérieur de 4,5E-30 mg/m <sup>3</sup> )
<i>naphtalène</i>	<i>1,3E-04</i>		
phénol	4,2E-07	2,7E-08	Absence des conditions nécessaires à sa formation
<i>trichloroéthylène</i>	<i>1,9E-06</i>		
<i>tétrachloroéthylène</i>	<i>2,7E-06</i>		
<i>toluène</i>	<i>4,4E-06</i>		
<i>xylènes</i>	<i>1,6E-05</i>		
<b>Quotient de danger global</b>	<b>8,8E-02</b>	<b>6,0E-02</b>	<b>2,2E-07</b>
(*) les substances en italique sont celles pour lesquelles les concentrations du terme source sont issues d'analyses qualitatives correspondant à un ordre de grandeur			

L'analyse des résultats du Tableau 15 pour les effets à seuil indique pour les trois scénarios étudiés, un quotient de danger global respectivement de 8,8E-02, 6,0E-02 et de 2,2E-07, qui ne dépasse pas le seuil de 1 ; pour les scénarios 1 et 2, inférieur *a minima* d'un ordre de grandeur (facteur 10) et lié principalement respectivement à l'acide cyanhydrique, ou à l'acide cyanhydrique et au mercure élémentaire. En soulignant notamment que pour le scénario 1, il a été considéré les conditions météorologiques les plus contraignantes et cela tous les jours de l'année (en l'absence de données spécifiques au site). Et pour le scénario 2, il est rappelé la prise en compte notamment comme valeurs des concentrations du terme source, les concentrations maximales mesurées lors d'un test de dégazage avant leur acceptation et leur stockage (caractérisation de l'air interstitiel à l'intérieur des emballages), alors que la majorité des analyses indiquaient des concentrations inférieures aux limites de quantification respectives à chacune des substances.

En outre, le quotient de danger global tient compte d'une approche conservatoire, l'additivité des risques a été prise en compte systématiquement via la sommation des QD de toutes les substances étudiées. En effet, *a minima*, il est nécessaire de réaliser la sommation des quotients de danger calculés avec des VTR dont l'organe cible est identique. Dans le cadre de cette étude, la sommation systématique est sans impact sur l'appréciation finale des risques pour les effets sans seuil, le QD global étant inférieur à 1.

Tableau 16 : Synthèses des risques (excès de risques individuel) pour les substances avec des effets sans seuil liés à l'inhalation d'air extérieur

Substance (*)	Excès de risque individuel (ERI) – risques pour les effets sans seuil		
	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3
acétaldéhyde	4,2E-10		
<i>benzène</i>	<i>3,4-09</i>		
<i>éthylbenzène</i>	<i>2,9E-09</i>		
formaldéhyde	1,3E-09		
<i>naphtalène</i>	<i>2,6E-09</i>		
<i>trichloroéthylène</i>	<i>6,5E-09</i>		
<i>tétrachloroéthylène</i>	<i>4,6E-09</i>		
<b>Excès de risque individuel global</b>	<b>1,8E-08</b>		
(*) les substances en italique sont celles pour lesquelles les concentrations du terme source sont issues d'analyses qualitatives correspondant à un ordre de grandeur			

Les résultats du Tableau 16 pour les effets sans seuil indiquent pour le scénario 1, le seul pour lequel des données sont disponibles pour des substances avec des effets sans seuil, un excès de risque individuel global inférieur au seuil de  $10^{-5}$ , *a minima* inférieur à cette valeur de plus de trois ordres de grandeur. Il est à souligner que parmi les substances tirant le risque sont à citer le benzène,

l'éthylbenzène, le naphthalène, d'origine non déterminée au sein des déchets, en notant cependant la catégorie « B6-terre pollués ». En outre, ces substances sont également parmi celles pour lesquelles les concentrations du terme source sont issues d'analyses qualitatives ne correspondant qu'à un ordre de grandeur.

Une discussion complémentaire des incertitudes est présentée dans les sections suivantes, au regard de la mise en œuvre d'une approche « systématiquement sécuritaire » pour l'évaluation des risques pour la santé dans le choix de nombreux paramètres, mais des incertitudes persistants, notamment au regard des concentrations du terme source.

#### **4.4.4 INCERTITUDES**

Les incertitudes sont inhérentes à une étude quantitative des risques. L'utilisation de données propres au site réduit ces dernières mais certaines persistent principalement au regard de l'estimation prédictive des concentrations d'exposition des populations à très long terme dans le cadre de la présente étude. Cette étude a été réalisée en l'état actuel des connaissances.

L'analyse attentive des incertitudes constitue une phase importante et doit être prise en compte dans l'évaluation des conclusions de l'étude car elle permet de donner les éléments pour valider les conclusions, en identifiant les incertitudes les plus significatives pouvant interférer dans les résultats de l'étude.

Le premier objectif de l'analyse des incertitudes est de montrer que le risque évalué résulte d'une approche raisonnablement conservatoire. Par contre, elle ne permet pas toujours de donner un intervalle de confiance à cette valeur. Il peut s'agir d'une évaluation de l'incertitude de type qualitatif, semi-quantitatif ou quantitatif.

Une démarche d'EQRS nécessite l'analyse des incertitudes qualitatives et quantitatives, au regard des données disponibles, à chacune de ses étapes (le schéma conceptuel intégrant le terme source, les vecteurs de transfert/ voies de transfert et d'exposition), l'évaluation de la toxicité, l'évaluation des expositions et l'évaluation des risques).

Les incertitudes identifiées et présentées ci-après regroupent donc les sources d'incertitudes majeures des divers thèmes abordés dans l'étude (évaluation de la toxicité, évaluation des expositions, ...) tenant compte tant de la ressource en eau que du milieu air extérieur dans le schéma conceptuel.

L'ensemble des incertitudes déjà mentionnées dans divers rapports comme ceux relatifs au terme source [Réf. - 17], à l'impact potentiel du stockage sur la ressource en eau [Réf. - 21], etc., ne sont pas systématiquement reprises dans les sections suivantes.

#### 4.4.4.1 INCERTITUDES SUR LE TERME SOURCE

Concernant le terme source pour les scénarios 1 et 2, basés sur des concentrations mesurées (respectivement en fond de stockage par l'INERIS en 2010, et en tête de fût lors de l'acceptation des déchets), les incertitudes concernent l'échantillonnage tant en termes spatiale que des paramètres chimiques analysés, et ensuite celles liées aux analyses chimiques avec des ordres de grandeur de 20 à 50%.

Dans le cas du scénario 3, sur la base des modélisations avec prise en compte de la complexation par des métaux, en rappel du rapport [Réf. - 17], elles sont notamment de l'ordre de 50% en termes de quantités de déchets. Cependant *in fine*, les conclusions sur l'évaluation des risques pour les populations restent inchangées tant au regard de l'impact sur les eaux de surface et la nappe d'Alsace que sur le milieu air extérieur. Dans le premier cas, les concentrations dans l'eau restent inférieures aux critères de qualité et dans le second, les risques sanitaires liés à la voie inhalation sont significativement inférieurs au critère d'acceptabilité de 1 de plusieurs ordres de grandeur pour les substances avec seuil d'effets les seules concernées dans ce scénario 3.

#### 4.4.4.2 INCERTITUDES SUR LA RECHERCHE ET LA SÉLECTION DES SUBSTANCES À IMPACT POTENTIEL

La sélection des substances chimiques retenues pour l'étude est une source d'incertitudes. Les analyses/ modélisations ont été contraintes au regard des données disponibles et limitées à certaines substances [Réf. - 17, Réf. - 21].

Ainsi, il est également nécessaire de rappeler la mise en évidence de substances lors de la campagne conduite par l'INERIS en 2010 d'origine non déterminée au sein des déchets. De même, l'incendie du bloc 15 du 10 septembre 2002 laisse présager également la mise en stockage de substances non connues au regard des Certificat d'Acceptation Préalable et des analyses réalisées par StocaMine, ainsi que la formation potentielle d'autres composés. En outre, les dossiers disponibles indiquent pour certaines catégories de déchets, comme les « D12-Déchets de laboratoire », peu d'informations dans leurs fiches d'identification en termes de composés pouvant être présents.

Des investigations complémentaires en fond pourront également être envisagées mais ne concerneront que le « scénario 1 » à très court terme. Le programme de surveillance tant dans l'air extérieur que l'eau sera également à adapter au regard de ces incertitudes.

En outre, seules les substances gazeuses ont été considérées dans la présente étude et non les phases particulaires, ou les dioxines, les PCB avec notamment leur présence potentielle dans la catégorie « E9-Résidus d'incinération » avec des résidus d'incinération pulvérulents, et également suite à l'incendie du bloc 15.

#### 4.4.4.3 INCERTITUDES SUR L'ÉVALUATION DE LA TOXICITÉ

En plus du choix des valeurs toxicologiques de référence (VTR), de nombreuses sources d'incertitudes sont associées à la détermination des VTR, notamment du fait de l'extrapolation de la réponse dose-effet pour de faibles doses à partir de hautes doses, de l'extrapolation de réponse pour des expositions de courtes durées à de longues durées, de l'extrapolation des résultats d'expérimentations

chez l'animal pour prédire des effets chez l'homme, de l'extrapolation de réponses à partir d'études provenant de populations animales homogènes pour prédire les effets sur une population composée d'individus avec un large spectre de sensibilité...

Le choix des valeurs toxicologiques de référence a une importance significative sur les résultats des calculs de risques. Les choix réalisés par l'INERIS sont conformes aux connaissances scientifiques actuelles et ne représentent que la connaissance disponible à un moment donné.

Ainsi, il est à rappeler, par exemple, pour l'acide cyanhydrique, dont le rôle est majeur en termes de risques pour les effets à seuil, un facteur d'incertitude de 3 000 associé à la VTR retenue proposée par l'US EPA. Ce facteur d'incertitude de 3 000 tient compte des différences de sensibilité au sein de la population humaine (facteur de 10), de l'absence de NOAEC (10), du manque de données (chronique et reproduction sur plusieurs espèces (10) et de la courte période d'exposition (transposition d'une étude sub-chronique pour une VTR chronique) (3). L'indice de confiance indiqué par l'US EPA est faible aussi bien pour la qualité de l'étude que celle de la VTR. Elle est retenue dans le cadre d'une approche conservatoire.

En outre, en date de fin février 2012, l'US EPA (rapport EPA/635/R-08/011F, February 2012) a proposé de nouvelles VTR pour les effets à seuil et sans seuil du tétrachloroéthylène, non prise en compte lors du choix approfondi de VTR pour la présente étude réalisé avant cette date. Cependant, il est à souligner que la prise en compte de ces VTR n'est pas de nature à modifier les conclusions. En effet, les risques associés à cette substance, tant pour les effets à seuil que sans seuil, restent inférieurs de plusieurs ordre de grandeur au seuil respectif de 1 et  $10^{-5}$ .

#### 4.4.4.4 INCERTITUDES SUR L'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

En rappel, la prise en compte uniquement de l'exposition des populations par inhalation de vapeur en extérieur dans le schéma conceptuel est basée sur les conclusions et les recommandations de l'étude de l'impact potentiel sur la ressource en eau [Réf. - 21]. Ainsi il est nécessaire de rappeler principalement l'élément suivant extrait du rapport [Réf. - 21] : « *Les résultats de cette étude se basent sur la dispersion de la saumure contaminée dans la nappe, mais l'étude réalisée ne porte pas sur l'impact éventuel du puits privé d'un particulier procédant à un pompage à proximité immédiate d'un des puits de la mine Amélie. Afin de prévenir tout usage d'une eau contaminée au droit d'un des 5 puits, l'INERIS recommande fortement le recours à des restrictions d'usage de l'eau souterraine autour des 5 puits de la mine Amélie dans un rayon qui devra être précisé par une étude spécifique.* ».

Les paramètres retenus pour calculer les risques sanitaires liés à la voie inhalation ont été choisis dans le cadre d'une démarche raisonnablement conservatoire.

Les paramètres d'exposition des populations retenus sont conservatoires, une heure de présence au droit des zones de promenades à proximité du site de StocaMine (puits Else) ou en limite des zones de servitudes mise en place au droit des anciens puits, et cela tous les jours de l'année, durant 10 ans pour le scénario 1 et la vie entière (70 ans) pour les scénarios 2 et 3, conduisent à une

surestimation des risques. Il sera nécessaire de mettre en place les éléments nécessaires afin de s'assurer de la pérennité de cette mesure de gestion dans le futur.

En ce qui concerne les paramètres environnementaux, la modélisation des concentrations dans l'air extérieur avec un modèle de type « boîte » a également tenu compte de paramètres conservatoires pour l'estimation de la dispersion atmosphérique. Pour les scénarios 2 et 3, il s'agit notamment d'une vitesse de vent faible, de 1 m/s, d'une longueur de dispersion de 13 m, alors que les zones de servitudes seront éventuellement de plus grandes dimensions.

Pour le scénario 1, avec l'utilisation du modèle gaussien ADMS, la valeur la plus contraignante au regard du terme de rugosité a été retenue. De même concernant la « classe de situation », les concentrations d'exposition retenues sont les concentrations maximales au regard des différents tests réalisés avec différentes « classes de situation ». Cela revient à considérer que ces conditions contraignantes se produisent tous les jours de l'année, ayant considéré 365 jours d'exposition. A titre informatif, dans le cas des autres classes de « situation », Situation très instable, Situation instable, Situation peu instable, Situation stable, Situation très stable, les concentrations modélisées sont inférieures à celles issues du cas étudié « Situation neutre », respectivement d'un facteur de 5,1, de 1,9, de 1,2, de 1,1 et de 2,8. Concernant la distance de 300 m retenue au regard des différentes localisations, à titre informatif, dans le cas d'une distance de 200 m, les concentrations maximales d'exposition sont supérieures d'un facteur 1,5. En termes de calculs de risques, les conclusions resteraient similaires, avec pour le scénario 1, un quotient de danger global pour les effets à seuil ne dépassant pas le seuil de 1 (inférieur à ce dernier d'un ordre de grandeur (facteur 10)) et un excès de risques global pour les effets sans seuil inférieur de l'ordre de trois ordres de grandeur (facteur 1000).

En outre, parmi les paramètres environnementaux est à citer la concentration dans le milieu d'exposition, issue de mesures et de modélisation. La section 3.2.1 reprend les incertitudes concernant le terme source.

En ce qui concerne le scénario 1, relatif à la période actuelle et la dizaine d'années à venir, le manque de mesure de concentrations en sortie du puits Else induit des incertitudes par les biais des modélisations réalisées, et l'estimation réalisée reste potentiellement entachée d'incertitudes. Il est recommandé de réaliser des mesures des concentrations en sortie du puits Else, pour une liste adaptée de paramètres chimiques, et au regard des résultats, de réaliser une modélisation de la dispersion avec le modèle ADMS avec notamment des paramètres relatifs aux conditions météorologiques spécifiques au site afin d'estimer les concentrations d'exposition des populations au droit des zones étudiées. Et en cas de besoin, des campagnes de mesures des concentrations d'exposition au droit de ces zones seront à conduire.

#### 4.4.4.5 INCERTITUDES SUR LA CARACTÉRISATION DU RISQUE

Les incertitudes inhérentes à la caractérisation du risque sont directement fonction des incertitudes précisées dans les sections précédentes.

Les sections ci-dessus soulignent le fait que de nombreuses incertitudes existent dans l'évaluation des risques. Bien que la quantification de ces incertitudes ne soit

pas toujours réalisable, il est important de se rappeler que des incertitudes entourent les résultats de l'évaluation des risques même si les résultats sont exprimés par des expressions numériques exactes. Pour les différents scénarios étudiés, de nombreux choix conservatoires ont constitué une approche conservatoire de ce risque. Ainsi, notamment, pour les effets à seuil, le quotient de danger global est également issu d'une approche conservatoire, l'additivité des risques a été prise en compte systématiquement via la sommation des QD de toutes les substances étudiées. En effet, *a minima*, il est nécessaire de réaliser la sommation des quotients de danger calculés avec des VTR dont l'organe cible est identique.

## 4.5 CONCLUSIONS

Une évaluation des risques pour la santé humaine des populations présentes dans la dizaine des prochaines années (scénario 1) et dans le futur à plus long terme après la mise en place des barrières et l'ennoyage des déchets (scénarios 2 et 3) fréquentant respectivement les zones de promenade à proximité du site de StocaMine (puits Else) ou en limite des zones de servitudes mises en œuvre au droit des anciens ouvrages a été réalisée. Les résultats montrent que les concentrations « estimées/modélisées » dans l'air extérieur n'engendrent pas de risque sanitaire en lien avec la voie inhalation de vapeur en extérieur (le quotient de danger global lié aux effets à seuil et l'excès de risque global lié aux effets sans seuil ne dépassant pas leur valeur seuil respective, inférieur d'un et trois ordres de grandeur) et que les concentrations attendues en phase dissoute dans la nappe et les eaux de surface en lien avec le stockage n'engendrent pas de dégradation de la qualité de la ressource en eau au regard des critères actuellement disponibles, tenant compte également de certaines incertitudes.

Cette étude d'évaluation quantitative des risques sanitaires a été réalisée en suivant une démarche conservatoire lors du déroulement de chacune de ses étapes. Cela a été conduit par le biais de nombreux choix de valeurs de paramètres conservatoires (concentrations maximales pour le terme source, des paramètres majorants pour l'estimation de la dispersion atmosphérique comme ceux relatifs aux conditions météorologiques ou environnementales, des paramètres majorants d'exposition des populations, comme les durées de fréquentation des zones, etc.).

Pour ce qui concerne le scénario 1 relatif à la période actuelle et la dizaine d'année à venir, malgré l'estimation des risques sanitaires indiquant que ces derniers sont inférieurs aux seuils, d'un ordre de grandeur pour les effets à seuil et de trois ordres de grandeur pour les effets sans seuil, il est recommandé les étapes suivantes afin de préciser l'impact sanitaire potentiel de ce scénario : la réalisation de mesures des concentrations en sortie du puits Else d'une liste de paramètres chimiques adaptée, et au regard des résultats, de réaliser une modélisation de la dispersion avec le modèle ADMS avec des paramètres relatifs aux conditions météorologiques spécifiques afin d'estimer les concentrations d'exposition des populations au droit des zones étudiées comme celles de promenade à proximité du site de StocaMine. Et en cas de besoin, des campagnes de mesures des concentrations d'exposition au droit de ces zones seront à conduire.

En outre, la prise en compte d'incertitudes a été intégrée, incertitudes qui ne sont pas de nature à modifier les conclusions qui restent valables.

Il est également à rappeler que ces estimations sont établies sur un certain nombre d'hypothèses, et sur l'état des connaissances scientifiques actuelles.

Les hypothèses retenues concernent en particulier le recours à des restrictions d'usages de l'eau souterraine autour des 5 puits de la mine Amélie dans un rayon qui devra être précisé par une étude spécifique, et la mise en place de servitudes au droit des puits miniers interdisant notamment la construction de bâtiments (dont les périmètres seront potentiellement à revoir) ou l'exploitation de puits privés.

En outre, un plan de surveillance des milieux eau et air sera à élaborer, tenant compte notamment d'une liste de paramètres chimiques plus adaptée et plus complète qu'actuellement.

## **5. RÉFÉRENCES**

- Réf. - 1 - AFSSET (en partenariat avec le CSTB) (2007a) - Valeurs guides de qualité d'air intérieur. Document cadre et éléments méthodologiques. Juillet 2007.
- Réf. - 2 - AFSSET (en partenariat avec le CSTB) (2007b) - Valeurs guides de qualité d'air intérieur. Le monoxyde de carbone. Juillet 2007.
- Réf. - 3 - AFSSET (en partenariat avec le CSTB), (2007c) - Valeurs guides de qualité d'air intérieur. Le formaldéhyde. Juillet 2007.
- Réf. - 4 - AFSSET (2009a) - Avis de l'agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail, relatif à la proposition de valeur guide de qualité de l'air intérieur pour le naphthalène. Août 2009.
- Réf. - 5 - AFSSET (2009b) - Avis de l'agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail, relatif à la proposition de valeurs guides de qualité de l'air intérieur pour le trichloréthylène (TCE). Septembre 2009.
- Réf. - 6 - AFSSET (2010) - Avis de l'agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail, relatif à la proposition de valeurs guides de qualité de l'air intérieur pour le tétrachloroéthylène (perchloroéthylène). Janvier 2010
- Réf. - 7 - ANSES (2011) - Valeur Guide de qualité d'Air Intérieur - Acide cyanhydrique (HCN) - Saisine « VGAI du HCN N° 2010-SA-0198 ». Rapport d'expertise collective - Comité d'experts spécialisés – « Évaluation des risques liés aux milieux aériens » - Groupe de travail « Valeurs guides de qualité d'air intérieur » -Mai 2011.
- Réf. - 8 - BMG Engineering AG (2004) - Stockage souterrain de Wittelsheim : évaluation des risques suite au confinement de déchets dans la mine. Risques dus aux substances chimiques, juillet 2004.
- Réf. - 9 - DGS (2006) - Circulaire du Ministère de la Santé et des Solidarités relative à « Modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact », référencée DGS/SD7B/2006/234 et datée du 30 mai 2006.
- Réf. - 10 - HCSP (2009) - Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos : le formaldéhyde. Haut Conseil de la Santé Publique.
- Réf. - 11 - HCSP (2010a) - Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos : le benzène. Haut Conseil de la Santé Publique.
- Réf. - 12 - HCSP (2010b) - Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos : le tétrachloroéthylène. Haut Conseil de la Santé Publique.
- Réf. - 13 - HCSP (2012) - Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos. Le naphthalène. Haut Conseil de la Santé Publique. Rapport de janvier 2012
- Réf. - 14 - IARC – IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risks of chemical to humans. IARC. <http://www.inchem.org/documents/iarc/iarc>

- Réf. - 15 INERIS - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. <http://ineris.fr>
- Réf. - 16 - INERIS (2010) - Stockage souterrain de StocaMine (68) - Synthèse critique : thématiques « Impact sur la santé humaine des populations hors travailleurs du site de StocaMine » et « Impact sur la ressource en eau » - INERIS-DRC-10-108130-03798A – Avril 2010.
- Réf. - 17 - INERIS (2010) - STOCAMINE - Evaluation du terme source dans le scénario du stockage illimité : quantités de contaminants stockés, concentrations potentielles en solution et en phase gazeuse. Rapport INERIS INERIS-DRC-10-108130-12610B, novembre 2011.
- Réf. - 18 - INERIS (2010) - Analyses qualitatives et semi-quantitatives de prélèvements d'air et de matières solides. Rapport INERIS N° DRC-10-109726-04476A.
- Réf. - 19 - INERIS (2010) - Etude géomécanique du stockage de StocaMine – INERIS-DRS10–108130-14273A – Décembre 2010.
- Réf. - 20 - INERIS (2011) - Stockage souterrain de StocaMine (68) - Etude hydrogéologique de l'ennoyage du site – INERIS-DRS-10-108130-12810B – Mars 2011.
- Réf. - 21 - INERIS (2011) - Stockage souterrain de STOCAMINE (68) - Impact potentiel du stockage sur la ressource en eau dans le cadre du scénario de stockage illimité. Rapport INERIS-DRC-11-108130-13403A, version du 16 janvier 2012.
- Réf. - 22 - MEDAD (2007) - Sites et sols pollués - Modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. 08 février 2007. Lettre de la ministre aux préfets et 3 annexes.
- Réf. - 23 - Kirchner S. et al., 2006. Observatoire de la qualité de l'air intérieur. Campagne nationale logements : Etat de la qualité de l'air dans les logements français. Rapport final. DDD/SB-2006-57, novembre 2006, mise à jour mai 2007.
- Réf. - 24 - MDPA (2008) – Mémoires techniques des Mines de Potasse d'Alsace – 1904-2008 – Octobre 2008.
- Réf. - 25 - OEHHA - <http://www.oehha.ca>.
- Réf. - 26 - OMS - <http://www.inchem.org/>
- Réf. - 27 - Présentations faites au COPIL les 19 novembre 2010, 9 décembre 2010, 20 janvier 2011, 28 février 2011, 1<sup>er</sup> avril 2011, 23 mai 2011 – Disponibles sur <http://www.stocamine.com>.
- Réf. - 28 - RIVM - <http://www.rivm.nl/>
- Réf. - 29 - Santé Canada - <http://www.hc-sc.gc.ca/index-fra.php>
- Réf. - 30 - Union Européenne (2005) - Gestion et qualité de l'air ambiant, <http://www.eu.int/scadplus/leg/fr/lvb/l28031a.htm>
- Réf. - 31 - US EPA - [http://www.epa.gov/ncea/iris/search\\_keyword.htm](http://www.epa.gov/ncea/iris/search_keyword.htm)

## 6. LISTE DES ANNEXES

<b>Repère</b>	<b>Désignation</b>	<b>Nb pages</b>
Annexe 1	Valeurs de gestion pour le milieu air	12
Annexe 2	Valeurs toxicologiques de références  Définitions des classes de cancérogénécité de l'UE, de l'US EPA, du CIRC/IARC  Classifications proposées pour les substances étudiées dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires	16
Annexe 3	Schéma conceptuel préliminaire	3



## **Annexe 1**

### **Valeurs de gestion pour le milieu air**



## Les valeurs réglementaires dans l'air ambiant extérieur

Le 27 septembre 1996, le Conseil européen a adopté une directive (96/62/CE) concernant l'évaluation de la qualité de l'air et sa gestion. Cette directive introduisait le cadre pour le développement de la législation communautaire de surveillance de la qualité de l'air.

Au niveau national, la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie n° 96-1236 (LAURE) du 30 décembre 1996 transpose en droit français la directive communautaire 96/62/CE du Conseil du 27 septembre 1996 concernant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant extérieur. Elle est aujourd'hui intégrée dans le livre II du Code de l'Environnement intitulé *Milieux physiques*, Titre II, *Air et Atmosphère*<sup>29</sup>.

Trois des directives « filles » ont été transposées en droit français par les deux décrets suivants :

- Le décret n° 98-360 du 6 mai 1998 relatif à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement, aux objectifs de qualité de l'air, aux seuils d'alerte et aux valeurs limites, modifié par le décret n° 2002-213 du 15 février 2002 portant transposition 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. Il concerne le dioxyde d'azote, les particules fines et les particules PM10, l'ozone, le dioxyde de soufre, le benzène et le plomb.
- Le décret n° 2003-1085 du 12 novembre 2003, portant transposition de la directive 2002/3/CE du Parlement européen et du Conseil du 12 février 2002. Ce décret modifie le décret n° 98-360 du 6 mai 1998 relatif à la surveillance de la qualité de l'air et de ses effets sur la santé et sur l'environnement, aux objectifs de qualité de l'air, aux seuils d'alerte et aux valeurs limites. Ce décret qui concerne l'ozone n'est pas considéré dans cette étude.

Ces décrets sont codifiés dans le Code de l'Environnement, notamment dans l'article R 221-1 qui fixe les différentes limites de qualité.

---

<sup>29</sup> Articles L124-4 ; L220-1 ; L220-2 ; L221-1 à 6 ; L222-1 à 7 ; L223-1 ; L223-2 ; L224-1,2,4 ; L225-1 ; L225-2 ; L226-1 à 11 et L228-1.

L'article R221-1 du Code l'Environnement modifié par le Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010-art.1 fixe pour chaque substance les objectifs de qualité de l'air, les seuils d'alerte, les seuils de recommandation et d'information et les valeurs limites pour la surveillance de la qualité de l'air et les valeurs cibles. Les différentes valeurs sont définies comme suit :

- **Les seuils d'alerte** : c'est un niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère 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 (R.221-1, C.env.) ;
- **Les valeurs limites** : c'est le niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère fixé sur la base des connaissances scientifiques à ne pas dépasser dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances sur la santé humaine ou sur l'environnement dans son ensemble (R.221-1, C.env.) ;
- **Les valeurs cibles** : un niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère fixé dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou sur l'environnement dans son ensemble, à atteindre, dans la mesure du possible, dans un délai donné (R.221-1, C.env.) ;
- **Les objectifs de qualité** : il s'agit d'un un niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère à atteindre à long terme, 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 (R.221-1, C.env.) ;
- **Les seuils de recommandation et d'information** un niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine des groupes particulièrement sensibles de la population rendant nécessaires des informations immédiates et adéquates (R.221-1, C.env.).

Chaque valeur réglementaire dans l'air fixée au niveau européen ou au niveau national est associée à une référence temporelle. Il s'agit dans tous les cas de valeurs moyennes intégrées sur des périodes de référence pertinentes pour les effets considérés. Pour chaque valeur, l'expression du volume doit être ramenée aux conditions de température et de pression suivantes : 293°K et 101,3 kPa.

Les valeurs de gestion de la qualité de l'air en vigueur, en France, au 7 novembre 2008 sont présentées dans le tableau de la page suivante.

La directive 2008/50/CE du parlement européen et du conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe impose pour la première fois des valeurs en matière de PM 2,5 ces valeurs ne seront invocables qu'à l'expiration du délai de transposition de la directive à savoir le 11 juin 2010. Les valeurs réglementant les PM2,5 sont également présentés dans le tableau ci-après.

Tableau : Normes françaises de qualité de l'air : R221-1 C.env modifié par le Décret n°2010-1250 du 21 octobre 2010 – art. 1

Substance	Type de valeur	Valeur en µg/m³	Remarques/ précisions	
<b>Dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>)</b>	Objectif de qualité	40	en moyenne annuelle	
	Valeur limite horaire pour la protection de la santé humaine	200 (1 <sup>er</sup> janvier 2010)	en moyenne horaire à ne pas dépasser plus 18 h/an.	
		40 (1 <sup>er</sup> janvier 2010)	en moyenne annuelle	
	VL pour la protection de la végétation	30	en moyenne annuelle d'oxydes d'azote (NO <sub>x</sub> )	
	Seuil de recommandation et d'information	200	en moyenne horaire	
	Seuils d'alerte	400 <sup>(2)</sup>	en moyenne horaire sur 3 h consécutives	
<b>Dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>)</b>	Objectif de qualité	50	en moyenne annuelle	
	Valeurs limites pour la Protection de la Santé Humaine	350	en moy. horaire à ne pas dépasser plus de 24 h/an	Centile 99,7
		125	en moy. journalière à ne pas dépasser plus de 3 j/an	Centile 99,2
	Niveau critique pour la protection de la végétation	20	en moyenne annuelle et en moyenne sur la période du 1 <sup>er</sup> octobre au 31 mars	
	Seuil de recommandation et d'information	300	en moyenne horaire	
Seuils d'alerte	500	en moyenne horaire sur 3 heures consécutives		
<b>Monoxyde de carbone (CO)</b>	VL pour la protection de la santé humaine	10 000	pour le maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures	
<b>Ozone (O<sub>3</sub>)</b>	Objectif de qualité pour la protection de la santé humaine	120	maximum journalier sur 8 heures, calculé sur une année civile <sup>(5)</sup>	
	Objectif de qualité pour la protection de la végétation	6000	par heure en AOT40 <sup>(6)</sup> calculé à partir des valeurs enregistrées sur une heure de mai à juillet	

Substance	Type de valeur	Valeur en µg/m <sup>3</sup>	Remarques/ précisions		
	Valeurs limites pour la Protection de la Santé Humaine	120	pour le maximum journalier de la moyenne sur 8 heures <sup>(7)</sup> à ne pas dépasser plus de 25 jours par année civile en moyenne calculée sur 3 ans <sup>(8)</sup> ou à défaut d'une série complète et continue de données annuelles sur cette période, calculée sur des données valides relevées pendant un an.		
	Valeur limite pour la protection de la végétation	18000	par heure en AOT40, calculées à partir des valeurs sur 1 heure de mai à juillet en moyenne calculée sur 5 ans <sup>(8)</sup> ou à défaut d'une série complète et continue de données annuelles sur cette période, calculée sur des données valides relevées pendant trois ans.		
	Seuil de recommandation et d'information	180	en moyenne horaire.		
	Seuil d'alerte pour une protection sanitaire pour toute la population	240	en moyenne horaire		
	Seuils d'alerte pour la mise en œuvre progressive des mesures d'urgence	1 <sup>er</sup> seuil	240	en moyenne horaire dépassé pendant trois heures consécutives.	
		2 <sup>e</sup> seuil	300	en moyenne horaire dépassé pendant trois heures consécutives.	
3 <sup>e</sup> seuil		360	en moyenne horaire.		
<b>Particules (PM10)</b>	Objectif de qualité	30	en moyenne annuelle		
	Valeurs limites pour la Protection de la Santé Humaine	50 <sup>(3)</sup>	en moyenne journalière à ne pas dépasser plus de 35 j/an		
		40	en moyenne annuelle		
	Seuil d'information et de recommandation	50	en moyenne journalière	Selon des modalités de déclenchement définies par arrêté du ministère chargé de l'environnement	
	Seuil d'alerte	80	en moyenne journalière		
<b>Particules (PM2,5)</b>	Objectif de réduction de l'exposition en pourcentage	(IEM <sup>(10)</sup> 2011 ≤ 8,5) 0%	En 2010 par rapport à l'indicateur d'exposition moyenne de 2011		
		(IEM 2011 > 8,5 - < 13) 10%			
		(IEM 2011 = 13- < 18) 15%			
		(IEM 2011 =18 - < 22) 20%			
		(IEM 2011 ≥ 22) Toutes mesures			

Substance	Type de valeur	Valeur en µg/m <sup>3</sup>	Remarques/ précisions	
		appropriées pour atteindre 18µg/m <sup>3</sup>		
	Obligation en matière de concentration relative à l'exposition	20	à atteindre en 2015	
	Objectif de qualité	10	en moyenne annuelle	
	Valeur cible	20	en moyenne annuelle	
	Valeur limite	25	en moyenne annuelle, augmentés des marges de dépassement ci-dessous pour les années antérieures au 1 <sup>er</sup> janvier 2015	
	Marge de dépassement		4	2010
			3	2011
			2	2012
		1	2013	
		1	2014	
<b>Plomb (Pb)</b>	Objectif de qualité	0,25	en moyenne annuelle	
	Valeur limite	0,5	en moyenne annuelle	
<b>Benzène</b>	Objectif de qualité	2	en moyenne annuelle	
	Valeur limite pour la protection de la santé humaine	5	en moyenne annuelle	
<b>Métaux lourds et HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques)</b>	Arsenic	0,006	Valeurs cibles à compter du 31 décembre 2012 Moyenne, calculée sur une année civile, du contenu total de la fraction PM10. Le volume d'échantillonnage se réfère aux conditions ambiantes. Les concentrations en arsenic, cadmium, nickel et benzo(a)pyrène correspondent à la teneur totale de ces éléments et composés dans la fraction "PM10". Cette fraction est constituée de particules qui passent dans un orifice d'entrée calibré tel que défini dans la norme NF EN 12341 avec un rendement de séparation de 50 % pour un diamètre aérodynamique de 10 microns m.	
	Cadmium	0,005		
	Nickel	0,020		
	Benzo(a)pyrène	0,001		

Notes du tableau :

(1) Cette valeur limite est applicable jusqu'au 31/12/2009.

(2) La valeur est abaissée à 200 µg/m<sup>3</sup> en moyenne horaire si la procédure d'information et de recommandation pour le dioxyde d'azote a été déclenchée la veille et le jour même et que les prévisions font craindre un nouveau risque de déclenchement pour le lendemain.

DRC-12-108130-00306C – version pré-finale

Annexe 1

- (3) Ces valeurs ne s'appliquent qu'à la part des concentrations non liée à des événements naturels. On définit par " événements naturels " les événements suivants : éruptions volcaniques, activités sismiques, activités géothermiques, feux de terres non cultivées, vents violents ou remise en suspension atmosphérique ou transport de particules naturelles provenant de régions désertiques.
- (4) Le ministre chargé de l'environnement fixe par arrêté la liste des sites pour lesquels la valeur limite de  $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle s'applique à compter du 01/01/2010.
- (5) Le maximum journalier de la moyenne sur 8 heures est sélectionné après examen des moyennes glissantes sur 8 heures, calculées à partir des données horaires et actualisées toutes les heures. Chaque moyenne sur 8 heures ainsi calculée est attribuée au jour où elle s'achève : la première période considérée pour le calcul sur un jour donné sera la période comprise entre 17 heures la veille et 1 heure le jour même et la dernière période considérée pour un jour donné sera la période comprise entre 16 heures et minuit le même jour.
- (6) L'"AOT40", exprimé en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  par heure, est égal à la somme des différences entre les concentrations horaires supérieures à  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (soit 40 ppb) et  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en utilisant uniquement les valeurs sur une heure mesurées quotidiennement entre 8 heures et 20 heures, durant une période donnée.
- (7) Le maximum journalier de la moyenne sur 8 heures est sélectionné après examen des moyennes glissantes sur 8 heures, calculées à partir des données horaires et actualisées toutes les heures. Chaque moyenne sur 8 heures ainsi calculée est attribuée au jour où elle s'achève, autrement dit, la première période considérée pour le calcul sur un jour donné sera la période comprise entre 17 heures la veille et 1 heure le jour même ; la dernière période considérée pour un jour donné sera la période comprise entre 16 heures et minuit le même jour.
- (8) Si les moyennes sur 3 ou 5 ans ne peuvent pas être déterminées sur la base d'une série complète et continue de données annuelles, les données annuelles minimales requises pour juger de la conformité avec les valeurs cibles seront les suivantes :
  - pour la protection de la santé humaine : des données valides relevées pendant 1 an ;
  - pour la protection de la végétation : des données valides relevées pendant 3 ans.
- (9) La conformité avec les valeurs cibles sera évaluée à partir de cette date : 2010 sera la première année dont les données seront utilisées pour calculer la conformité sur les 3 ou 5 années suivantes, selon le cas.

Tableau : Annexe XIV Directive 2008/50/CE : valeur cible et valeur limite pour les PM<sub>2,5</sub>

		Valeur en µg/m <sup>3</sup>	Période de calcul de la moyenne	Date à laquelle la valeur doit-être respectée
<b>Valeur Cible</b>		25	Année civile	1 <sup>er</sup> janvier 2010
<b>Valeur limite</b>	Phase 1	25 <sup>(1)</sup>	Année civile	1 <sup>er</sup> janvier 2015
	Phase 2 <sup>(2)</sup>	20	Année civile	1 <sup>er</sup> janvier 2020

(1) 20 % le 11 juin 2008, diminuant le 1<sup>er</sup> janvier suivant puis tous les douze mois par tranches annuelles égales, pour atteindre 0 % au 1<sup>er</sup> janvier 2015

(2) Phase 2 — la valeur limite indicative sera révisée par la Commission, en 2013, à la lumière des informations complémentaires sur l'impact sanitaire et environnemental, la faisabilité technique et l'expérience acquise en matière de valeur cibles dans les États membres

Dans les propositions pour un deuxième Plan National Santé-Environnement (PNSE2) 2009 – 2013 (8 avril 2009) qui reprennent les travaux du Grenelle de l'environnement, un objectif de réduction a été pris. Il élargit le cadre de l'action à toutes les sources et à l'ensemble des particules fines. Ainsi, en 2010, les concentrations dans l'air en particules de diamètre moyen de 2,5 (PM 2,5) devront tendre vers une teneur de 15 µg/m<sup>3</sup> (valeur cible). Cette valeur devenant obligatoire en 2015 si ces propositions viennent à être adoptées. A terme, l'objectif sera d'atteindre la recommandation de l'OMS de 10 µg/m<sup>3</sup> de particules fines dans l'air.

## Valeurs « guides » dans l'air intérieur

En ce qui concerne de la qualité de l'air intérieur en France, le décret n° 2011-1727 du 2 décembre 2011 propose des valeurs-guides pour l'air intérieur pour le formaldéhyde et le benzène.

Par ailleurs, dans le cadre d'une auto-saisine de l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (AFSSET), devenue l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES), en collaboration avec le Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB), des valeurs guides de l'air intérieur (VGAI), valeurs à atteindre pour protéger la santé des personnes, valeurs fondées exclusivement sur des critères sanitaires, ont été développées pour le formaldéhyde et le monoxyde de carbone (publiées en juillet 2007) et ensuite pour le benzène, le trichloroéthylène, le naphthalène et le tétrachloroéthylène. Le Haut Conseil de Santé Publique (HCSP) a également élaboré, à la demande de la direction Générale de la Santé, des valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos ouverts au public (cf. suite au Grenelle de l'Environnement, le principe de surveillance de la qualité de l'air intérieur (QAI)) pour certains des polluants intérieurs mentionnés ci-dessus, le formaldéhyde, le benzène, le tétrachloroéthylène. Elles n'ont pas de statut réglementaire mais seront consultées à titre informatif.

Ces valeurs sont présentées dans les tableaux ci-après.

Tableau : Valeur-guide pour l'air intérieur (décret 2011-1727 du 02 décembre 2011)

Substance	Valeur-guide pour l'air intérieur ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) décret 2011-1727 du 02 décembre 2011)
Formaldéhyde	<ul style="list-style-type: none"><li>○ 30 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math> pour une exposition de longue durée à compter du 1<sup>er</sup> janvier 2015</li><li>○ 10 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math> pour une exposition de longue durée à compter du 1<sup>er</sup> janvier 2023</li></ul>
Benzène	<ul style="list-style-type: none"><li>○ 5 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math> pour une exposition de longue durée à compter du 1<sup>er</sup> janvier 2013</li><li>○ 2 <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math> pour une exposition de longue durée à compter du 1<sup>er</sup> janvier 2016</li></ul>
Valeur-guide : extrait du décret : « on entend par : " valeur-guide pour l'air intérieur " un niveau de concentration de polluants dans l'air intérieur fixé, pour un espace clos donné, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine, à atteindre, dans la mesure du possible, dans un délai donné. »	

Tableau : Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos du HCSP (2009, 2010a, 2010b, 2012)

Substance	Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos du HCSP ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Année de parution
Formaldéhyde	<b>10</b> comme valeur cible à atteindre en 2019. <b>30</b> comme valeur repère de la qualité de l'air en dessous de laquelle aucune action corrective n'est préconisée.	2009
Benzène	<b>2</b> comme valeur cible à atteindre en 5 ans. <b>5</b> comme valeur repère de la qualité de l'air en dessous de laquelle aucune action corrective n'est préconisée aujourd'hui. A partir de 2012, cette valeur repère évoluera avec une pente de décroissance de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ par an jusqu'à la valeur cible qui devra être atteinte en 2015. 10 comme valeur d'action rapide.	2010
Tétrachloroéthylène	<b>250</b> comme valeur repère de la qualité de l'air	2010
Naphtalène	<b>10</b> comme valeur repère de la qualité de l'air	2012

En termes de définition :

Extrait du rapport « Valeurs repères d'aide à la gestion dans l'air des espaces clos. Présentation de la démarche méthodologique », HCSP, octobre 2009 : « *Le HCSP souligne que les valeurs repères qu'il propose, au fil de cette décroissance, et jusqu'à l'atteinte de la VGAI, ne constituent aucunement des niveaux de risque jugés « acceptables ». Il s'agit plutôt de repères devant conduire les pouvoirs publics et tous les acteurs concernés à engager des actions lorsque les concentrations observées les dépassent. En ce sens, ces valeurs constituent un compromis provisoire entre un état de la situation et un objectif à atteindre sur une échelle de temps jugée réaliste en raison des moyens disponibles ou prévisibles à moyen terme. Ces valeurs sont de plus révisables en fonction de l'évolution des connaissances scientifiques.*

*Ce rapport cadre sur les valeurs repères pour la gestion de la qualité de l'air intérieur traduit, dans ce domaine, la mission du HCSP qui se situe explicitement à l'interface entre les productions de la recherche scientifique et de l'expertise les mettant en perspective et la volonté du décideur public de gérer des situations à risque sanitaire. »*

Tableau : Valeurs guides de l'air intérieur – VGAI de l'AFSSET, devenue l'ANSES  
(AFSSET 2007-a, 2009-a, 2009-b, 2010)

Substance	Valeur Guide de l'air intérieur ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Année de parution
Formaldéhyde	<u>VGAI court terme</u> : <b>50</b> (sur 2 h) <u>VGAI long terme</u> : <b>10</b> (exposition chronique)	2007
Monoxyde de carbone	10 000 (sur 8 h) 30 000 (sur 1 h) 60 000 (sur 30 min) 100 000 (sur 15 min) Intervention pour un diagnostic (recherche de source) dès que la teneur en CO dépasse 10 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (~ 10 ppm) pendant plus d'une minute.	2007
Benzène	<u>VGAI long terme</u> : - Pour les effets hématologiques non cancérogènes : <b>10</b> pour une durée d'exposition supérieure à un an. - Pour les effets hématologiques cancérogènes : o <b>2</b> pour une durée d'exposition « vie entière », correspondant à un excès de risque de $10^{-5}$ o <b>0,2</b> pour une durée d'exposition « vie entière », correspondant à un excès de risque de $10^{-6}$ . <u>VGAI intermédiaire</u> : - <b>20</b> en moyenne sur un an pour les effets hématologiques non cancérogènes prenant en compte des effets cumulatifs du benzène. <u>VGAI court terme</u> : - <b>30</b> en moyenne sur 14 jours pour les effets hématologiques non cancérogènes prenant en compte des effets cumulatifs du benzène.	2008
Naphtalène	<u>VGAI long terme</u> : <b>10</b> pour les effets chroniques non cancérogènes pour une durée d'exposition supérieure à un an.	2009
Trichloroéthylène	<u>VGAI long terme</u> : - Pour les effets chroniques cancérogènes : o <b>20</b> pour une durée d'exposition « vie entière », correspondant à un excès de risque de $10^{-5}$ o <b>2</b> pour une durée d'exposition « vie entière », correspondant à un excès de risque de $10^{-6}$ . <u>VGAI intermédiaire</u> : - <b>800</b> pour les effets non cancérogènes pour une durée d'exposition de plus de 2 semaines à moins de 1 an.	2009
Tétrachloroéthylène	<u>VGAI court terme</u> o <b>1380</b> pour une exposition de 1 à 14 jours. <u>VGAI long terme</u> o <b>250</b> pour une exposition supérieure à 1 an.	2010
<p><u>VGAI court terme</u> si l'effet critique apparaît après une courte durée d'exposition (15 min, 1h,...), généralement unique et à un niveau de concentration important ;</p> <p><u>VGAI long terme</u> si l'effet critique apparaît suite à une exposition continue à long terme à une substance ou si l'effet critique est observé suite à une bioaccumulation de la substance dans l'organisme ;</p> <p><u>VGAI intermédiaire</u> si l'effet critique apparaît après des temps d'exposition intermédiaires.</p>		

*En termes de définition :*

Extrait des rapports « Valeurs guide de qualité de l'air intérieur » : « Les valeurs guides de qualité de l'air sont exprimées en termes de concentration dans l'air d'un polluant, associée à un temps d'exposition, en dessous de laquelle aucun effet sanitaire, aucune nuisance, ou aucun effet indirect important sur la santé n'est en principe attendu au sein de la population générale. S'agissant de substances présentes dans l'air intérieur et dont les effets sanitaires se manifesteraient sans seuil de dose (générales des substances cancérogènes génotoxiques), les valeurs guides sont exprimées sous forme de niveaux de risque correspondant à une probabilité de survenue de la maladie ».

## **Annexe 2**

### **Valeurs toxicologiques de références**

#### **Définitions des classes de cancérogénécité de l'UE, de l'US EPA, du CIRC/IARC**

#### **Classifications proposées pour les substances étudiées dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires**



## Valeurs toxicologiques de références

Les sections suivantes présentent les VTR, les choix associés et leur justifications au regard de l'approche mentionnée en section 4.4.1.

Les substances sont présentées par ordre alphabétique.

### **Acétaldéhyde**

**Valeur à seuil** : la VTR de  $0.140 \text{ mg/m}^3$  de l'OEHHA (2008) est retenue.

Comme pour le REL pour 8 heures, cette valeur est basée sur les études expérimentales de Appelman *et al.*, (1982) ; Appelman *et al.*, (1986) menées chez le rat Wistar pour des expositions par inhalation aux concentrations de  $0 - 273 - 728 - 910 - 1\ 820 - 4\ 004 - 9\ 100 \text{ mg.m}^{-3}$ , 6 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 4 semaines. L'effet critique retenu est une dégénérescence de l'épithélium olfactif observé à  $720 \text{ mg.m}^{-3}$  (LOAEC de  $720 \text{ mg.m}^{-3}$ , NOAEC de  $270 \text{ mg.m}^{-3}$ ). Une benchmark concentration BMC05 de  $178 \text{ mg.m}^{-3}$  a été calculée au moyen d'un modèle polynomial continu. A partir de cette concentration un équivalent pour l'homme a été calculé en utilisant un facteur d'ajustement dosimétrique de 1,36 sur la base du modèle PBPK ( $178 \text{ mg.m}^{-3} \times 1,36 = 242,1 \text{ mg.m}^{-3}$ ). Un ajustement au temps a également été réalisé pour tenir compte du caractère discontinu de l'exposition  $242,1 \text{ mg.m}^{-3} \times (6 \text{ h}/24 \text{ h}) \times (5 \text{ j}/7 \text{ j}) = 43,2 \text{ mg.m}^{-3}$ .

Le facteur d'incertitude est de 300 qui correspond à un facteur de racine de 10 pour l'utilisation d'une étude sub-chronique, de racine de 10 pour tenir compte des différences toxicodynamiques inter-espèces, de racine de 10 pour tenir compte des différences de toxicocinétiques intra-espèce, de 10 pour tenir compte des différences toxicodynamiques intra-espèce notamment une potentielle exacerbation de l'asthme chez les enfants.

**Valeur sans seuil** : la VTR de  $2,20 \text{ E-03 (mg/m}^3\text{)}^{-1}$  de l'US EPA (2008) est retenue.

Cet ERUi a été établi à partir de l'expérience de Woutersen *et al.*, (1984) exposant par inhalation des rats à des concentrations de 0, 750, 1 500, 3 000 ppm soit 0, 1 350, 2 700, 5 400  $\text{mg.m}^{-3}$  d'acétaldéhyde pendant 27 mois, 7 heures par jour, 5 jours par semaine. L'effet critique était l'augmentation de l'incidence des adénocarcinomes et des carcinomes des cellules squameuses de la cloison nasale. L'ERUi a été calculé à l'aide d'un modèle linéarisé multi-étapes à partir des données citées ci-dessus. L'ERUi calculé pour des rats femelles de 18 mois est de  $1,6 \cdot 10^{-6} (\text{mg.m}^{-3})^{-1}$ . L'ERUi pour l'homme a été calculé à partir du résultat obtenu pour l'animal et est de  $2,2 \cdot 10^{-6} (\text{Pg.m}^{-3})^{-1}$ . Cette dernière valeur ne doit pas être utilisée si la concentration inhalée excède  $5 \cdot 10^3 \text{ Pg.m}^{-3}$  d'acétaldéhyde, ce qui n'est pas le cas dans la présente étude, avec une concentration maximale de  $2,9 \mu\text{g/m}^3$ .

## Acide cyanhydrique

*Valeur à seuil* : la VTR de 0,0008 mg/m<sup>3</sup> de l'US EPA (2010) est retenue.

L'US EPA (IRIS) propose une RfC de 0,0008 mg/m<sup>3</sup> pour une exposition chronique par inhalation à l'acide cyanhydrique (2010).

Cette valeur est établie à partir d'une étude épidémiologique chez des employés (36 hommes) exposés professionnellement à des doses moyennes comprises entre 6,4 et 10,4 ppm (7,07 et 11,45 mg/m<sup>3</sup>). Les organes cibles sont le système nerveux central et la thyroïde. De cette étude, un LOAEL de 7,07 mg/m<sup>3</sup> est déterminé. Le facteur d'incertitude est de 3 000, qui est appliqué pour tenir compte des différences de sensibilité au sein de la population humaine (facteur de 10), de l'absence de NOAEC (10), du manque de données (chronique et reproduction sur plusieurs espèces (10) et de la courte période d'exposition (transposition d'une étude sub-chronique pour une VTR chronique) (3). L'indice de confiance indiqué par l'US EPA est faible aussi bien pour la qualité de l'étude que celle de la VTR. Elle est retenue dans le cadre d'une approche conservatoire.

*Valeur sans seuil* : aucune valeur n'est proposée pour les effets sans seuil pour la voie inhalation.

## Arsine

*Valeur à seuil* : la VTR de 5.10<sup>-5</sup> mg/m<sup>3</sup> de l'US EPA (1994) est retenue.

La VTR est basée sur une même NOAEL de 0.014 mg/m<sup>3</sup>. Cette valeur est établie à partir d'une étude sur des rats, souris et hamster (Blair et al., 1990).

Les organes cibles sont le sang et la rate.

L'US EPA applique un facteur d'incertitude de 300 qui correspond à un facteur de 10 pour les différences de sensibilité au sein de l'espèce humaine, d'un facteur de 3 pour l'extrapolation des données animale à l'homme, et de 10 pour l'extrapolation des données d'une étude sub-chronique à une VTR chronique.

*Valeur sans seuil* : aucune valeur n'est proposée pour les effets sans seuil pour la voie inhalation.

## Benzène

*Valeur à seuil* : la VTR de de 9,75.10<sup>-3</sup> mg.m<sup>-3</sup> de l'ADSTR est retenue.

Trois organismes proposent des VTR, l'ATSDR, l'US EPA et l'OEHHA. Ces différentes valeurs reposent sur des études épidémiologiques différentes. Les effets critiques retenus sont proches et correspondent aux effets sensibles les plus pertinents chez l'homme, c'est-à-dire des altérations des paramètres hématologiques. La VTR de l'OEHHA utilise une NOAEC comme concentration critique alors que les deux autres organismes pratiquent une approche par benchmark concentration. L'approche par benchmark concentration apparaît de meilleure qualité. De plus, l'étude retenue par l'ATSDR permet d'accéder à des informations convergentes mais plus précises que celle de l'US EPA. Ce point a été souligné par l'AFSSET dans son évaluation. Ainsi, en accord avec l'analyse des VTR disponibles réalisée par l'AFSSET (2008) et développée dans le cadre des valeurs guides pour l'air intérieur, l'INERIS propose de retenir la valeur de l'ATSDR.

**Valeur sans seuil :** la VTR de  $7,8 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$  de l'US EPA est retenue et correspond à la borne la plus conservatoire de la gamme proposée (2,2 à  $7,8 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$ ).

L'US EPA, l'OMS, Santé Canada, le RIVM et l'OEHHA proposent des valeurs différentes. Les démarches retenues par Santé Canada, le RIVM et l'OEHHA manquent de transparence ; seules les méthodes de calcul et d'extrapolation de l'OMS et de l'US EPA sont bien décrites. Les valeurs proposées par ces deux organismes sont basées sur les mêmes études et les valeurs obtenues sont du même ordre de grandeur. L'US EPA propose de retenir un intervalle de valeurs, cette démarche paraît mieux adaptée et encadre celle retenue par l'OMS. Ce sont donc les valeurs proposées par l'US EPA qui sont retenues.

## **Ethylbenzène**

**Valeur à seuil :** la VTR de  $0,3 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$  de l'ATSDR est retenue.

Quatre organismes proposent une valeur : l'OEHHA, le RIVM, l'US EPA et l'ATSDR.

L'US EPA se base sur une étude de toxicité de la reproduction effectuée chez le rat et le lapin. Les effets observés sont des variations au niveau du squelette des fœtus. Ils apparaissent significativement à la dose de 1 000 ppm.

Le RIVM se base sur l'étude du NTP datant de 1992, pour laquelle une NOAEC de 100 ppm est calculée. C'est une étude à court terme (13 semaines). Après la publication en 1999 de l'étude du NTP sur la cancérogénicité chez le rat et la souris, le facteur d'incertitude ajouté pour l'utilisation d'une étude à court terme et le manque de données n'est plus retenu.

L'OEHHA se base sur l'étude du NTP de 1999 et retient les effets sur le foie et la glande pituitaire chez la souris, apparaissant à 250 et 750 ppm. Sur cette base une NOAEC à 75 ppm est proposée. Cette démarche est basée sur l'étude ayant la plus longue durée d'exposition et pour les effets les plus sensibles. L'élaboration de la VTR est claire et bien construite. Sur la même base l'ATSDR (2010) propose une nouvelle VTR en utilisant un calcul d'équivalent pour l'homme et en sus la prise en compte des données pharmacocinétiques issues des modèles PBPK. C'est donc la valeur de l'ATSDR qui sera retenue.

**Valeur sans seuil :** la VTR de  $2,5 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$  de l'OEHHA est retenue.

Cette valeur est basée sur la seule VTR disponible, celle de l'OEHHA.

## **Formaldéhyde**

**Valeur à seuil :** la VTR de  $10^{-2} \text{ mg} / \text{m}^3$  de l'ATSDR (1999) a été retenue.

Le MRL est dérivé d'un LOAEL de 0,24 ppm ( $0,3 \text{ mg} / \text{m}^3$ ) défini à partir d'une étude sur l'homme mettant en évidence l'augmentation de lésions de l'épithélium nasal en atmosphère professionnelle (Holmstrom *et al.*, 1989).

Le facteur d'incertitude est de 30 (3 pour l'utilisation d'un LOAEL et 10 pour la variabilité au sein de la population).

**Valeur sans seuil :** la VTR de  $1,30 \text{ E-02 } (\text{mg} / \text{m}^3)^{-1}$  de l'US EPA (1991) a été retenue.

Cette valeur a été calculée à partir de l'étude de Kerns *et al.*, (1983), qui avait pour but de déterminer l'incidence de tumeurs nasales malignes chez des rats Wistar

mâles, exposés par inhalation à différentes concentrations d'aldéhyde pendant deux ans.

Selon les recommandations de l'US EPA, le risque unitaire ne devrait pas être utilisé si la concentration dans l'air dépasse  $8.10^2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  soit 0,65 ppm (non approprié). Cela n'est pas le cas dans la présente étude avec une concentration maximale de  $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### **Mercure élémentaire**

*Valeur à seuil* : la VTR de  $3.10^{-5} \text{mg}/\text{m}^3$  de l'OEHHA est retenue.

Les VTR élaborées par les différents organismes (US EPA, ATSDR, RIVM, OEHHA, OMS), excepté l'OMS et le RIVM, se basent toutes sur la ou les mêmes études épidémiologiques (Fawer et al., 1983 ; Piikivi et Tolonen, 1989; Piikivi et Hannien, 1989; Ngim et al., 1992 ; Liang et al., 1993), les mêmes effets neurologiques et les mêmes LOAEC. Les seules différences se situent au niveau des facteurs d'incertitude choisis et de la prise en compte ou non du volume d'air inhalé dans la détermination de la LOAEC ajustée à une exposition continue.

Même si l'OEHHA propose une VTR très sécuritaire (ceci est dû au facteur de 10 pour tenir compte de l'utilisation d'une LOAEC), le choix de cette VTR apparaît plus pertinent parce qu'elle tient compte de la sous-population sensible que sont les enfants.

Le facteur d'incertitude est de 300 : un facteur 10 qui est appliqué pour l'utilisation d'une LOAEC, un facteur 10 pour la variabilité au sein de l'espèce humaine (plus grande susceptibilité des enfants, notamment dans le développement du système nerveux) et un facteur 3 pour la variabilité inter-individuelle. Par rapport à la VTR de 2003, qui était de  $9.10^{-5} \text{mg}/\text{m}^3$ , le facteur intra-espèce a été réévalué à 3 et un facteur supplémentaire de 10 a été ajouté pour tenir compte de la plus grande sensibilité des enfants.

*Valeur sans seuil* : aucune valeur n'est proposée pour les effets sans seuil pour la voie inhalation.

### **Naphtalène**

*Valeur à seuil* : la VTR de  $3.10^{-3} \text{mg.m}^{-3}$  de l'US EPA est retenue.

Trois organismes proposent des VTR, l'US EPA, l'ATSDR et l'OEHHA. Les valeurs reposent sur la même étude, le même effet critique et le même LOAEL. Les trois organismes proposent un ajustement pour tenir compte de la durée d'exposition de l'étude. En revanche seuls l'US EPA et l'ATSDR calculent un équivalent de concentration pour l'homme. La valeur de l'ATSDR étant plus récente, la démarche est détaillée. Mais le facteur d'extrapolation de 3 semble un peu faible et celui de 10 retenu par l'US EPA semble plus adapté. L'INERIS propose donc de retenir la valeur de l'US EPA.

*Valeur sans seuil* : la VTR de  $3,4.10^{-2} (\text{mg.m}^{-3})^{-1}$  de l'OEHHA est retenue.

Au niveau international, le caractère génotoxique ou non du naphtalène n'étant pas complètement tranché, des VTR sans seuil sont maintenues.

### **Phénol**

*Valeur à seuil* : la VTR de  $0,2 \text{mg}/\text{m}^3$  de l'OEHHA est retenue.

Deux organismes proposent une valeur, le RIVM (valeur provisoire) et l'OEHHA.

Les VTR sont basées sur la même étude et une même NOAEC de 20 mg/m<sup>3</sup> est retenue. L'OEHHA applique un facteur d'incertitude de 100 qui correspond à un facteur de 3 pour l'extrapolation des données d'une étude sub-chronique à une VTR chronique, un facteur 3 pour l'extrapolation des données animale à l'homme et un facteur 10 pour les différences de sensibilité au sein de l'espèce humaine. Le RIVM applique quant à lui, un facteur d'incertitude de 1 000 correspondant à un facteur 10 pour l'extrapolation des données d'une étude sub-chronique à une VTR chronique, un facteur 10 pour l'extrapolation des données animale à l'homme et un facteur 10 pour les différences de sensibilité au sein de l'espèce humaine.

La valeur retenue est donc la seule valeur définitive.

*Valeur sans seuil* : aucune valeur n'est proposée pour les effets sans seuil pour la voie inhalation.

### **Tétrachloroéthylène/ Perchloroéthylène**

*Valeur à seuil* : la VTR de 0,2 mg.m<sup>-3</sup> de l'OMS CICAD est retenue.

Six organismes différents proposent des valeurs. L'US EPA propose une valeur mais qui est actuellement encore à l'état de projet. Comme elle n'est pas validée par l'US EPA, cette dernière n'est pas retenue. Santé Canada propose une valeur élaborée à partir de données animales alors que tous les autres organismes proposent des valeurs à partir de données humaines, cette valeur ne sera pas retenue. L'OMS et le RIVM retiennent un effet critique correspondant à des effets rénaux chez l'homme avec une LOAEC de 102 ppm alors que l'ATSDR retient une LOAEC de 15 ppm pour des effets neurologiques et l'OMS CICAD retient une LOAEC de 12 ppm pour des effets neurologiques (altération de la vision des couleurs). De manière générale, les effets neurologiques, et plus particulièrement les troubles de la vision, sont décrits comme survenant pour les plus faibles niveaux d'exposition au tétrachloroéthylène. Ces effets sont retenus comme effets critiques et la valeur proposée par l'OMS CICAD puisqu'elle prend en compte ces effets.

*Valeur sans seuil* : la VTR de 5,9.10<sup>-6</sup> (µg.m<sup>-3</sup>)<sup>-1</sup> de l'OEHHA est retenue.

L'US EPA propose une valeur à l'état de projet qui n'est pas encore validée par l'US EPA. L'OEHHA propose une valeur pour une exposition chronique par inhalation, elle sera donc retenue.

### **Toluène**

*Valeur à seuil* : la VTR de 5 mg.m<sup>-3</sup> de l'US EPA est retenue.

Les 6 organismes proposent une valeur pour une exposition chronique par inhalation au toluène. Les effets retenus sont des effets neurologiques. Tous les organismes sauf l'OEHHA retiennent des valeurs issues d'études chez l'homme ; la VTR de l'OEHHA n'est donc pas jugée pertinente. Santé Canada propose de partir d'une étude chez les volontaires sains pour des expositions de courte durée, ce qui ne paraît pas être une démarche adaptée. Le RIVM retient une ancienne valeur de l'US EPA, il n'y a donc plus lieu de la retenir. L'ATSDR retient une seule étude chez l'homme et enfin, l'US EPA et l'OMS prennent en compte plusieurs études chez l'homme. Cette dernière approche semble être la plus pertinente. Le mode de calcul de la valeur est plus détaillé et une NOAEC ajustée a été calculée pour tenir compte de la durée de l'exposition dans le document de l'US EPA.

Enfin, l'indice de confiance est élevé. C'est donc la valeur développée par l'US EPA qui sera retenue.

*Valeur sans seuil* : aucune valeur n'est proposée pour les effets sans seuil pour la voie inhalation.

### **Trichloroéthylène**

*Valeur à seuil* : la VTR de  $0,6 \text{ mg.m}^{-3}$  de l'OEHHA est retenue.

Trois VTR sont proposées pour une exposition chronique : l'une présentée par le RIVM, par l'OEHHA et l'US EPA. La VTR de l'OEHHA est retenue comme VTR par l'INERIS, car l'étude source conduite chez les travailleurs est basée sur des données humaines contrairement à l'étude expérimentale menée chez la souris (Kjellstrand, 1983). De plus, il existe une VTR, provisoire, proposée par le RIVM qui n'est pas retenue car l'étude sur la souris est considérée comme peu fiable. De même la VTR récemment proposée par l'US EPA en juillet 2011, n'est actuellement pas retenue par l'INERIS.

*Valeur sans seuil* : la VTR de  $4,1 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g.m}^{-3})^{-1}$  de l'US EPA (2011) est retenue.

Quatre VTR sont également proposées pour une exposition chronique pour des effets sans seuil, par les organismes de référence suivants : l'OMS, l'US EPA, Santé Canada et l'OEHHA. Toutes se réfèrent à des études expérimentales. L'OMS et Santé Canada ont choisi de retenir une seule étude réalisée chez le rat avec pour effet critique des tumeurs testiculaires alors que l'OEHHA se base sur 4 études menées chez la souris avec comme effet critique des tumeurs hépatiques, pulmonaires et lymphomes. La démarche de l'OEHHA est à retenir car elle se base sur plusieurs types tumoraux dont celui observé chez l'homme. Toutefois, l'utilisation d'études chez la souris est probablement pénalisante puisque cette espèce est plus sensible que l'homme. En l'absence d'étude approfondie de la part de l'INERIS en date de l'étude, la valeur la plus récente et la plus conservatoire de l'US EPA de  $4,1 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$  est retenue.

### **Xylènes**

*Valeur à seuil* : la VTR de  $8,7 \cdot 10^{-1} \text{ mg.m}^{-3}$  du RIVM est retenue.

La VTR de l'US EPA a été élaborée uniquement pour le m-xylène alors que les autres VTR disponibles correspondent à des mélanges. Elle n'est donc pas comparée aux autres VTR et est donc retenue par défaut pour les expositions par inhalation au m-xylène seul.

Quatre VTR sont proposées pour les mélanges par les organismes internationaux : l'ATSDR, Santé Canada, le RIVM et l'OEHHA.

L'ATSDR et l'OEHHA se basent sur l'étude épidémiologique chez les travailleurs, alors que Santé Canada et le RIVM se basent sur plusieurs études expérimentales.

L'étude épidémiologique est une étude dans laquelle des biais ont été notés :

- les effets de l'exposition sont rapportés via des questionnaires remplis par les personnes exposées (appréciation subjective de l'effet),
- les concentrations d'exposition correspondent à des moyennes (géométrique ou arithmétique) mesurées par diffusion passive impliquant des incertitudes non négligeables dans la mesure,

- les travailleurs sont exposés à d'autres substances non précisées (70 % du mélange d'exposition correspond au moins à du xylène).

Cette étude n'a donc pas été retenue comme étude source pour les effets à seuil après exposition par inhalation.

Santé Canada et le RIVM se basent sur 2 études expérimentales pour construire leur VTR. Les valeurs de Santé Canada et du RIVM sont construites sur des études sur le développement (exposition pendant la gestation). Deux LOEL ont ainsi pu être défini. Les facteurs d'incertitudes sont de 1 000 pour les deux organismes (10 pour le facteur intra-espèce, 10 inter-espèce et 10 pour l'utilisation d'un LOEL). La VTR de Santé Canada est provisoire alors que le RIVM propose un degré de confiance élevé et a établi sa valeur plus récemment.

La valeur du RIVM a donc été retenue.

*Valeur sans seuil* : aucune valeur n'est proposée pour les effets sans seuil pour la voie inhalation.

## **Définitions des classes de cancérogénécité de l'UE, de l'US EPA et du CIRC/IARC**

Le paragraphe ci-dessous rappelle les définitions des classes de cancérogénécité de l'UE, l'US EPA, du CIRC/IARC.

- ◆ La classification de l'US EPA prend en compte toutes les données humaines et animales, qu'elles soient positives ou négatives. Six classes sont définies :
  - Classe A : substance cancérigène pour l'homme.
  - Classe B1 : substance probablement cancérigène pour l'homme. Des données limitées chez l'homme sont disponibles.
  - Classe B2 : substance probablement cancérigène pour l'homme. Il existe des preuves suffisantes chez l'animal et des preuves non adéquates ou pas de preuve chez l'homme.
  - Classe C : cancérigène possible pour l'homme.
  - Classe D : substance non classifiable quant à la cancérogénécité pour l'homme.
  - Classe E : substance pour laquelle il existe des preuves de non cancérogénécité pour l'homme.
- ◆ La classification du CIRC ne retient que les données positives humaines ou animales. Cinq classes sont définies :
  - Groupe 1 : l'agent (ou le mélange) est cancérigène pour l'homme.
  - Groupe 2A : l'agent (ou le mélange) est probablement cancérigène pour l'homme : indices limités de cancérogénécité chez l'homme et indices suffisants de cancérogénécité pour l'animal de laboratoire.
  - Groupe 2B : l'agent (ou le mélange) pourrait être cancérigène pour l'homme : indices limités de cancérogénécité chez l'homme et indices pas tout à fait suffisants de cancérogénécité pour l'animal de laboratoire.
  - Groupe 3 : l'agent (ou le mélange) ne peut être classé pour sa cancérogénécité pour l'homme.
  - Groupe 4 : l'agent (ou le mélange) n'est probablement pas cancérigène pour l'homme.

- ◆ L'Union Européenne (Communauté Européenne, 1993) classe les substances, en vue de leur étiquetage, en 3 catégories:
  - première catégorie : substances que l'on sait être cancérigènes pour l'homme : on dispose de suffisamment d'éléments pour établir une relation de cause à effet entre l'exposition de l'homme à de telles substances et l'apparition d'un cancer ;
  - deuxième catégorie : substances devant être assimilées à des substances cancérigènes pour l'homme : on dispose de suffisamment d'éléments pour justifier une forte présomption que l'exposition de l'homme à de telles substances peut provoquer un cancer ;
  - troisième catégorie : substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets cancérigènes possibles mais pour lesquelles les informations disponibles ne permettent pas une évaluation suffisante.

Les symboles et les phrases de risques particuliers ci-après s'appliquent :

- Pour les première et deuxième catégories :

symbole T (toxique)

phrase R45 (peut provoquer le cancer)

ou phrase R49 (peut provoquer le cancer par inhalation)

- Pour la troisième catégorie :

symbole Xn (nocif)

phrase R40 (possibilité d'effets irréversibles)

## **Classifications proposées pour les substances étudiées dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires**

Extrait de INERIS – Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. <http://ineris.fr>

### **Acétaldéhyde**

L'Union Européenne

Catégorie 3 : L'acétaldéhyde est une substance préoccupante pour l'homme en raison des effets cancérigènes possibles mais pour lesquelles les informations disponibles ne permettent pas une évaluation satisfaisante (JOCE, 1993).

CIRC - IARC

Groupe 2B : l'acétaldéhyde est un cancérigène possible pour l'homme (IARC, 1999).

US EPA (IRIS)

Classe B2 : l'acétaldéhyde est un cancérigène probable pour l'homme (US EPA-IRIS, 1991).

### **Acide cyanhydrique**

L'Union Européenne

Le cyanogène (JOCE, 1998), l'acide cyanhydrique (JOCE, 1998 ; JOCE, 2004), le cyanure de calcium (JOCE, 2001) ont fait l'objet d'une analyse, mais ne sont pas classés cancérigène.

Le pouvoir cancérigène du cyanure de sodium, de potassium, d'ammonium, et de potassium et d'argent n'est pas déterminé.

CIRC - IARC

Le pouvoir cancérigène du cyanogène, de l'acide cyanhydrique, du cyanure de calcium cyanure de sodium, de potassium, d'ammonium, et de potassium et d'argent n'a pas été évalué.

US EPA (IRIS)

Le cyanogène, l'acide cyanhydrique, le cyanure de calcium, le cyanure de sodium, de potassium et de potassium et d'argent ne sont pas classés cancérigène.

Le pouvoir cancérigène du cyanure d'ammonium n'a pas été évalué.

### **Arsine**

L'Union Européenne

Compte tenu du nombre important de dérivés de l'arsenic, seuls sont pris en considération les dérivés les plus courants ayant fait l'objet d'une classification par l'Union Européenne.

*Pentoxyde d'arsenic* (JOCE, 1998), *trioxyde d'arsenic* (JOCE, 1998), *arséniate de plomb* (JOCE, 1998), *l'acide arsénique et ses sels* (JOCE,

1998) : première catégorie : « substances que l'on sait être cancérigènes pour l'homme ».

*Arsenic* : non classé cancérigène (JOCE, 2004) .

CIRC - IARC

*Arsenic et ses composés* : Groupe 1 : l'agent (ou le mélange) est cancérigène pour l'homme (1987).

Cette classification s'applique à l'ensemble du groupe mais pas nécessairement à chacun des agents.

US EPA (IRIS)

*Arsenic* : Classe A : substance cancérigène pour l'homme (1998).

## **Benzène**

L'Union Européenne

Catégorie 1 : substance que l'on sait être cancérigène pour l'homme (JOCE, 2004).

CIRC - IARC

Groupe 1 : agent cancérigène pour l'homme (1987).

US EPA (IRIS)

Catégorie A : substance cancérigène pour l'homme (1998).

## **Ethylbenzène**

L'Union Européenne

L'éthylbenzène a été examiné mais n'a pas été classé par l'Union Européenne (JOCE, 1993).

CIRC - IARC

Classe 2B : l'agent pourrait être cancérigène pour l'homme.

US - EPA (IRIS)

Classe D : substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (US EPA (IRIS), 1991).

## **Formaldéhyde**

L'Union Européenne

Catégorie 3 : substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérigènes possibles (JOCE, 1996).

CIRC - IARC

Groupe 1 : le formaldéhyde est cancérigène pour l'homme (2004).

US EPA (IRIS)

Classe B1 : le formaldéhyde est probablement cancérigène pour l'homme. Des données limitées chez l'homme sont disponibles (1991).

## **Mercure élémentaire**

L'Union Européenne

Mercure élémentaire : non classé (JOCE, 2009).

Dichlorure de mercure ou chlorure mercurique: non classé (JOCE, 2009).

Chlorure mercurieux : non classé (JOCE, 1998).

L'oxyde de mercure, le sulfure de mercure, le méthyl mercure, le chlorure de méthylmercure, le méthylmercure dicyandiamide n'ont pas fait l'objet d'un examen par l'Union Européenne.

CIRC - IARC

Mercure et composés inorganiques : groupe 3 " l'agent (ou le mélange) ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme " (IARC, 1993).

Méthylmercure : groupe 2B " l'agent ou le mélange pourrait être cancérogène pour l'homme " (IARC, 1993).

US EPA (IRIS)

Mercure élémentaire : « ne peut être classé comme cancérogène pour l'homme » (US EPA, 1995)

Chlorure mercurique : classe C – cancérogène possible pour l'homme (US EPA, 1995).

Méthylmercure : classe C – " cancérogène possible pour l'homme " (US EPA, 1995).

*Résumé :*

Les résultats contradictoires, concernant la cancérogénèse du mercure et de ses composés, ne permettent pas de statuer sur son caractère cancérogène, ce qui explique l'absence de classification européenne.

## **Naphtalène**

L'Union Européenne

Catégorie 3 : Substance préoccupante pour l'homme (JOCE, 2004).

CIRC - IARC

Groupe 2B : le naphtalène pourrait être cancérogène pour l'homme (IARC, 2002).

US EPA (IRIS)

Classe C : le naphtalène est un cancérogène possible pour l'homme (US EPA, 1998).

*Résumé :*

La seule étude disponible chez l'homme ne permet aucune conclusion. Chez l'animal, des expositions par inhalation au naphtalène induisent le développement d'hémangiosarcomes, d'adénomes de l'épithélium respiratoire nasal et de neuroblastomes de l'épithélium olfactif. Les effets cancérogènes seraient probablement secondaires à un mécanisme d'inflammation chronique en lien avec un stress oxydatif. Sur la base des effets chez l'animal, le naphtalène est classé en catégorie 3 de l'UE groupe 2B de l'IARC et classe C de l'US EPA.,

## **Phénol**

L'Union Européenne

Le phénol a été examiné par l'Union Européenne mais n'est pas classé cancérigène (JOCE, 2004).

CIRC - IARC

Groupe 3 : L'agent (ou le mélange) ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme (1999).

US EPA (IRIS)

Les données sont jugées inadéquates en 2002 alors que la substance était en classe D jusqu'alors.

## **Tétrachloroéthylène/ Perchloroéthylène**

L'Union Européenne

Catégorie 3 : substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles (JOCE, 1996)

CIRC - IARC

Groupe 2A : le tétrachloroéthylène est probablement cancérigène pour l'homme (1995).

US EPA (IRIS)

Classe B/C : intermédiaire entre un cancérigène probable et possible pour l'homme (1988).

## **Toluène**

L'Union Européenne

Substance non classée cancérigène (JOCE, 2004).

CIRC - IARC

Groupe 3 : l'agent ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme (1999).

US EPA (IRIS)

Le toluène n'est plus classé par manque de donnée (2005).

## **Trichloroéthylène**

L'Union Européenne

Catégorie 2 : le trichloroéthylène doit être assimilé à une substance cancérogène pour l'homme (JOCE, 2001).

CIRC - IARC

Groupe 2A : le trichloroéthylène est probablement cancérigène pour l'homme (IARC, 1995).

US EPA (IRIS)

Classe B2/C : intermédiaire entre un cancérigène probable et possible pour l'homme (US EPA (IRIS), 1988). Actuellement en cours de révision.

## **Xylènes**

L'Union Européenne

Non classé par l'Union Européenne (JOCE, 1998).

CIRC - IARC

Groupe 3 : l'agent ne peut être classé pour sa cancérogénicité pour l'homme (IARC, 1989).

US EPA (IRIS)

Classe D : substance non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (US EPA (IRIS), 1987).

## **Annexe 3**

### **Schéma conceptuel préliminaire**



# Schéma conceptuel préliminaire

