



ETUDE DE ZONE

RACINO01103-03

20/03/2014



S3PI HAINAUT CAMBRESIS DOUAISIS

ETUDE DE ZONE

Objet de l'indice	Date	Indice	Rédaction		Vérification		Validation	
			Nom	Signature	Nom	Signature	Nom	Signature
Projet de Rapport	22/02/2013	01	C. LE DEVEHAT					
Rapport	14/06/2013	02	C. LE DEVEHAT		C. LE DEVEHAT		C. LEYRIS	
Rapport final	20/03/2014	03	C. LE DEVEHAT		C. LE DEVEHAT		C. LEYRIS	
		04						

Numéro de rapport :	RACINO01103-03
Numéro d'affaire :	A23063
N° de contrat :	CAsA091555
Domaine technique :	IC06
Mots clé du thésaurus	ETUDE DE ZONE

BURGEAP AGENCE NORD - ARRAS

57, rue de Grigny

62000 ARRAS

Téléphone : 33(0)3.21.24.38.00 Télécopie : 33(0)3.21.24.38.09

e-mail : agence.de.arras@burgeap.fr

RACINO01103-03/ CAsA091555	
CLD - CLy	
20/03/2014	Page : 2

SOMMAIRE

1. Introduction	12
1.1 Contexte et objectifs	12
1.2 Méthodologie générale de l'étude	12
1.3 Localisation géographique de la zone d'étude	14
2. Les activités anthropiques	15
2.1 Le contexte démographique et sanitaire	15
2.1.1 Etudes de l'ORS NPdC	15
2.1.2 Etude la Cire NPdC Picardie	16
2.1.3 Etude de la CIRE : Point sur l'exposition au plomb sur le secteur d'Hornaing	17
2.2 Le contexte industriel	18
2.2.1 Les activités minières	18
2.2.2 Les sites en activité	18
2.2.3 Les sites potentiellement pollués	21
2.2.4 Les accidents industriels	22
2.3 Le contexte agricole	22
2.4 Les grandes voies de circulation	23
2.4.1 Le réseau routier	23
2.4.2 Le réseau ferroviaire	23
2.4.3 Le réseau fluvial	25
3. Contexte environnemental et rappel des études antérieures	26
3.1 Le sol	26
3.1.1 Le contexte géologique	26
3.1.2 Diagnostics environnementaux au droit de la zone d'étude	28
3.1.2.1 SNET	28
3.1.2.2 EDF	30
3.1.2.3 Saint-Gobain Glass	31
3.1.2.4 FAD	31
3.1.2.5 Procyrdhim	32
3.2 Les eaux	33
3.2.1 Le contexte hydrologique	33
3.2.1.1 Les Cours d'eau	33
3.2.1.2 La qualité des eaux de surface	33
3.2.1.3 Le SDAGE	36
3.2.1.4 Les usages des eaux de surface	36
3.2.2 Le contexte hydrogéologique	37
3.2.2.1 Les eaux souterraines	37
3.2.2.2 La qualité des eaux souterraines	38

SOMMAIRE

3.2.2.3	L'usage des eaux souterraines	39
3.3	L'air	40
3.3.1	Les stations de mesure en continu	40
3.3.2	Les stations mobiles	42
3.3.2.1	Campagnes d'évaluation de la qualité de l'air à Hornaing (2006)	42
3.3.2.2	Campagnes d'évaluation de la qualité de l'air à Douchy-les-Mines, Denain et Neuville sur l'Escaut (2005-2011) :	45
3.3.2.3	Campagnes de mesures – 2002-2006 :	47
3.3.2.4	Evaluation des concentrations en dioxines, furanes et PCB-DL en Nord-Pas-de-Calais	49
3.3.2.5	Mesures de pesticides en Nord-Pas-de-Calais	50
4.	Le schéma conceptuel de l'exposition	52
4.1	Les sources	52
4.2	Les enjeux : Usages constatés des milieux et cibles potentielles	53
4.3	Les voies de transfert	54
4.4	Voies d'exposition	55
4.5	Synthèse du schéma conceptuel	56
5.	Modélisation des rejets atmosphériques « actuels »	57
5.1	Inventaire des émissions atmosphériques « actuelles »	57
5.1.1	Emissions industrielles	57
5.1.2	Autres types d'émissions	62
5.2	Choix des traceurs de risques retenus	63
5.2.1	Pour les émissions industrielles	63
5.2.2	Autres types d'émissions	66
5.3	Modélisation de la dispersion atmosphérique	67
5.3.1	Modèle de dispersion : plateforme ADMS-Urban	67
5.3.2	Phénomènes physiques pris en compte par le modèle	67
5.3.3	Localisation et définition du domaine d'étude	68
5.4	Résultats de la modélisation	69
6.	Diagnostic complémentaire de l'état des milieux	73
6.1	Objectif des investigations réalisées	73
6.2	Principes généraux du plan d'échantillonnage	73
6.3	Réalisation des prélèvements de sols	74
6.4	Analyses en laboratoire	74
6.5	Localisation des points de prélèvement proposés	75
6.5.1	Secteur « Niche »	75
6.5.2	Secteurs de Louches et Monchecourt	76
6.5.3	Secteur de Somain	76
6.5.4	Secteur de Douchy les Mines	77
6.6	Résultats des analyses de sols	79

SOMMAIRE

7. Interprétation de l'état des milieux	84
7.1 Méthodologie	84
7.2 Valeurs de références utilisées	84
7.2.1 Pour le milieu sol	84
7.2.1.1 Données de bruit de fond pour les métaux et métalloïdes	84
7.2.1.2 Données de bruit de fond pour les HAP	87
7.2.1.3 Données de bruit de fond pour les dioxines/furanes et PCB-DL88	
7.2.1.4 Données de bruit de fond retenues	89
7.2.2 Pour les végétaux	89
7.2.3 Pour les matrices animales	91
7.3 Comparaison des concentrations mesurées aux valeurs de référence	92
7.3.1 Milieu « sol »	92
7.3.2 Matrices végétales	95
7.3.3 Matrices animales	95
7.3.4 Synthèse	97
7.4 Calcul d'interprétation de l'état des milieux	98
7.4.1 Concentrations dans les milieux retenus pour les calculs	98
7.4.2 Relations dose-réponse des substances retenues	99
7.4.3 Evaluation des risques	101
7.4.4 Analyse complémentaire pour le plomb – estimation de la plombémie	103
8. Evaluation quantitative des risques sanitaires pour les rejets atmosphériques	106
8.1 Identification des dangers	106
8.2 Relation dose-réponse	107
8.3 Quantification de l'exposition par inhalation	111
8.4 Caractérisation des risques	114
8.4.1 Comparaison des concentrations modélisées aux Valeurs Guides	114
8.4.2 Méthodologie de calcul des risques	117
8.4.2.1 Estimation du risque pour les substances à effet de seuil	117
8.4.2.2 Estimation du risque pour les substances sans effet de seuil	118
8.4.3 Caractérisation des risques pour les effets à seuil	118
8.4.4 Caractérisation des risques pour les effets sans seuil	121
8.5 Incertitude, sensibilité et discussion	122
8.5.1 Estimation du terme source	122
8.5.2 Analyse des incertitudes relatives à la modélisation	126
8.5.2.1 Incertitudes intrinsèques au modèle	126
8.5.2.2 Validation du modèle pour l'étude sur les polluants gazeux	127
8.5.2.3 Analyse de la modélisation pour les éléments particuliers	131
8.5.3 Composés retenus	133

SOMMAIRE

8.5.3.1	Prise en compte du chrome VI	133
8.5.3.2	Prise en compte des HAP individualisés	134
8.5.3.3	Le cadmium dans les végétaux	134
8.5.4	Choix des valeurs toxicologiques de référence	135
8.5.4.1	Le cadmium	135
8.5.4.2	Le mercure	136
8.5.4.3	Le plomb	136
8.5.4.4	Le benzène	136
8.5.4.5	Le naphtalène	136
8.5.5	Paramètres retenus pour l'estimation des expositions	137
8.5.5.1	Temps d'exposition	137
8.5.5.2	Quantité de sol ingéré	138
8.5.5.3	Scénario d'autoconsommation	139
9.	Conclusions	141
	ANNEXES	146

TABLEAUX

Tableau 1 : Sites soumis à autorisation dans la zone d'étude	18
Tableau 2 : Synthèse des résultats de la qualité des eaux souterraines	39
Tableau 3 : Usages des eaux souterraines	40
Tableau 4 : Qualité de l'air au niveau des stations de Denain, Hornaing et Somain (années 2005-2009) en moyenne annuelle	41
Tableau 5 : Qualité de l'air – secteur d'Hornaing	44
Tableau 6 : Concentrations moyennes mesurées sur le secteur de Denain	45
Tableau 7 : Composés mesurés – secteur de Denain	48
Tableau 8 : sources retenues	53
Tableau 9 : Usages des milieux	53
Tableau 10 : voies de transfert considérées dans l'étude	54
Tableau 11 : Liste des industriels retenus	57
Tableau 12 : Flux totaux – émissions industrielles	61
Tableau 13 : Flux totaux – émissions non industrielles	62
Tableau 14 : Part relative de chaque secteur dans les flux totaux	63
Tableau 15 : Traceurs de risque industriel retenus	65
Tableau 16 : Processus physiques pris en compte par ADMS dans l'étude	67
Tableau 17 : Comparaison aux valeurs réglementaires	71
Tableau 18 : Contribution relative de chaque type de source	71
Tableau 19 : Analyses dans les sols	75
Tableau 20 : Composés analysés – secteur de Saint-Gobain-Glass	76
Tableau 21 : Composés analysés – secteur de Louches et Monchecourt	76
Tableau 22 : Composés analysés – secteur de Somain	76
Tableau 23 : Composés analysés – secteur de Somain	77
Tableau 24 : Résultats des analyses de sols	79
Tableau 25 : Wedepohl ; 1972 : bruit de fond en métaux dans les roches sédimentaires	84
Tableau 26 : Programme ADEME/INRA : bruit de fond en métaux dans les sols agricoles français	85
Tableau 27 : Programme INRA/ASPITET : bruit de fond en métaux dans les sols agricoles français	86
Tableau 28 : Programme INRA/ASPITET : bruit de fond en métaux dans les sols issus de « limons des plateaux »	86
Tableau 29 : Bruit de fond pédo-géochimique	87
Tableau 30 : ATSDR : bruit de fond pour les HAP	87
Tableau 31 : BRGM : bruit de fond pour les Dioxines	88

TABLEAUX

Tableau 32 : Valeurs de référence – végétaux	89
Tableau 33 : Concentrations usuelles et valeurs réglementaires pour les métaux dans les végétaux	90
Tableau 34 : Valeurs de référence PCDD/PCDF et PCB-DL– matrices animales	91
Tableau 35 : Comparaison des résultats dans les sols – ensemble des campagnes disponibles	92
Tableau 36 : Comparaison des résultats dans les sols – campagne BURGEAP 2012	93
Tableau 37 : Valeurs de référence – végétaux	95
Tableau 38 : Comparaison des résultats dans les végétaux	95
Tableau 39 : Synthèse des résultats d’analyse pour les produits animaux	96
Tableau 40 : Synthèse	97
Tableau 41 : Concentrations retenues pour l’IEM	98
Tableau 42 : Valeurs toxicologiques de référence retenues	99
Tableau 43 : Quotients de Danger et Excès de Risque Individuel calculés	101
Tableau 44 : VTR retenues pour la voie inhalation	109
Tableau 45 : Concentrations moyennes d’exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets toxiques à seuil aux points les plus impactés	112
Tableau 46: Concentrations moyennes d’exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets toxiques sans seuil aux points les plus impactés	113
Tableau 47 : Concentrations moyennes simulées en SO_2 et comparaison à la valeur guide	114
Tableau 48 : Concentrations moyennes simulées en NO_2 et comparaison à la valeur guide	115
Tableau 49 : Concentrations moyennes simulées en PM et comparaison à la valeur guide	116
Tableau 50: Synthèse des organes cible critiques – Inhalation	119
Tableau 51: Quotients de danger par substance – Exposition par Inhalation	119
Tableau 52: Quotients de danger par organe cible – Exposition par Inhalation	120
Tableau 53 : Excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation	121
Tableau 54 : Flux annuel de benzène sur la zone	123
Tableau 55 : Variation des flux à l’émission pour le benzène	124
Tableau 56 : Comparaison modèle/mesure pour le benzène	126
Tableau 57 : Concentrations mesurées sur les stations Atmo Nord Pas de Calais	127
Tableau 58 : Concentrations moyennes relevées au cours de chaque campagne de mesure en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	128
Tableau 59 : Comparaison modèle/mesure pour les métaux	132

TABLEAUX

Tableau 60 : Incertitudes sur les QD liées aux concentrations en métaux lourds	133
Tableau 61 : Incertitudes sur les ERI liées aux concentrations en métaux lourds	133
Tableau 62 : Temps passé à l'extérieur du lieu d'habitation pour une catégorie socio-professionnelle donnée en min/jour	137
Tableau 63 : Incertitudes liées aux quantités d'aliments ingérés	139

FIGURES

Figure 1 : Localisation de la zone d'étude	14
Figure 2 : Localisation des sites industriels	20
Figure 3 : Réseau routier principal	23
Figure 4 : Réseau ferroviaire	24
Figure 5 : Réseau fluvial	25
Figure 6 : le radon : moyennes départementales en Bq /m ³ .	27
Figure 7 : Qualité des eaux de surface (année 2007)	35
Figure 8 : Qualité des eaux de baignade (Source : AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE)	35
Figure 9 : Localisation des points de mesure – campagne ATMO Nord-Pas-de-Calais, 2006	43
Figure 10 : Localisation des points de mesures	45
Figure 11 : Evolution des concentrations mesurées en plomb (ng/m ³)	47
Figure 12 : Localisation des points de mesures à proximité de SEVELNORD	48
Figure 13 : les profils journaliers en éthylbenzène et xylènes à proximité de SEVELNORD	49
Figure 14 : schéma conceptuel de l'exposition	56
Figure 15 - Domaine d'étude et grille de calcul modélisée	68
Figure 16 – Localisation des points récepteurs	69
Figure 17 : Résultats de la modélisation : benzène	70
Figure 18 : Résultats de la modélisation : flux de dépôts au sol : plomb et cadmium	72
Figure 19 : Localisation des points de prélèvement de sol	78
Figure 20 : Concentrations mesurées en plomb en mg/kg MS	80
Figure 21 : Concentrations mesurées en zinc en mg/kg MS	81
Figure 22 : Concentrations mesurées en Mercure (Hg)	81
Figure 23 : Concentrations mesurées Cuivre, Nickel, Chrome, Arsenic et Cadmium en mg/kg MS	82
Figure 24 : Concentrations mesurées en HAP en mg/kg MS	82
Figure 25 : Concentrations mesurées en Dioxines et PCB-DL en ng/kg MS I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	83
Figure 26 : Concentrations moyennes annuelles modélisées en benzène (source : Numtech)	125
Figure 27 : Concentrations moyennes annuelles simulées et mesurées en NO ₂ pour les années 2008, 2009 et 2010 aux stations Atmo Nord Pas de Calais (source : Numtech)	129
Figure 28 : Concentrations moyennes annuelles simulées et mesurées en SO ₂	

FIGURES

pour les années 2008, 2009 et 2010 aux stations Atmo Nord Pas de Calais (source : Numtech)	129
Figure 29 : Concentrations moyennes mesurées et simulées en NO ₂ durant la campagne de mesure (source : Numtech)	130
Figure 30 : Concentrations moyennes mesurées et simulées en SO ₂ durant la campagne de mesure (source : Numtech)	131

ANNEXES

- Annexe 1 - Cartes générales
- Annexe 2 - Campagne de mesure de la qualité de l'air Etude réalisée à Douchy-les-Mines, Neuville-sur-Escout et Denain
- Annexe 3 - Choix des traceurs de risques
- Annexe 4 - Rapport de modélisation Numtech
- Annexe 5 - Résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique aux points récepteurs
- Annexe 6 - Résultats des analyses de sol
- Annexe 7 - Toxicologie des substances
- Annexe 8 - Hypothèses et détails des calculs des doses d'exposition
- Annexe 9 - Glossaire
- Annexe 10 - Eléments de bibliographie générale

1. Introduction

1.1 Contexte et objectifs

Le Secrétariat Permanent pour la Prévention des Pollutions Industrielles (S3PI) du Hainaut-Cambrésis-Douais a mandaté BURGEAP pour la réalisation d'une étude de zone sur le secteur d'Hornaing-Bouchain (59). Le souhait de faire réaliser cette étude faisait suite à l'inquiétude de la population locale suscitée par la mise en évidence de certaines pathologies telles que des plombémies sur la zone d'étude.

L'objectif de l'étude est d'identifier les substances qui pourraient poser problème pour la santé des populations vivant sur la zone d'étude et soumise à l'exposition de diverses sources de pollution éventuelle et de fournir des éléments décisionnels en matière de gestion du risque et de protection de la santé. L'étude menée sur la zone s'inscrit dans une démarche de santé publique et doit permettre :

- de hiérarchiser les risques sanitaires et donc d'apporter des informations utiles à la définition de priorités d'action en matière de gestion des risques,
- de fournir des éléments d'appréciation aux élus locaux, décideurs administratifs et industriels en ce qui concerne les décisions d'aménagement de la zone à l'étude,
- de disposer d'un état de référence des émissions atmosphériques d'origines multiples pour les futures études d'impact,
- de disposer d'éléments d'information pour les populations riveraines,
- de disposer d'éléments permettant d'actualiser le programme de surveillance de la qualité des milieux environnementaux.

1.2 Méthodologie générale de l'étude

L'ensemble de l'étude a été menée dans le respect des recommandations de l'INERIS mentionnées dans le « Guide pour la conduite d'une étude de zone, DRC-11-115717-01555B ». La démarche décrite dans le guide de l'INERIS combine les méthodes d'Interprétation d'Etat des Milieux (IEM) et d'Evaluation des Risque Sanitaires (ERS).

La démarche d'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM) telle que définie dans la circulaire du 8 février 2007 du Ministère en charge de l'environnement et du développement durable, relative à la gestion des sites et sols pollués, vise à évaluer la compatibilité de l'état des milieux avec les usages constatés dans la zone d'étude. Elle repose sur une phase préliminaire d'étude et de réflexion, basée un bilan factuel de l'état du milieu ou du site étudié. Cet état des lieux, appelé schéma conceptuel, constitue les fondations sur lesquelles toute démarche de gestion doit reposer.

L'évaluation des risques sanitaires mobilise des outils méthodologiques permettant d'analyser l'exposition des populations et de quantifier les risques sanitaires.

Les quatre phases, présentées et validées au fur et à mesure par le Groupe de travail constitué au sein du S3PI pour le pilotage de l'étude, sont les suivantes :

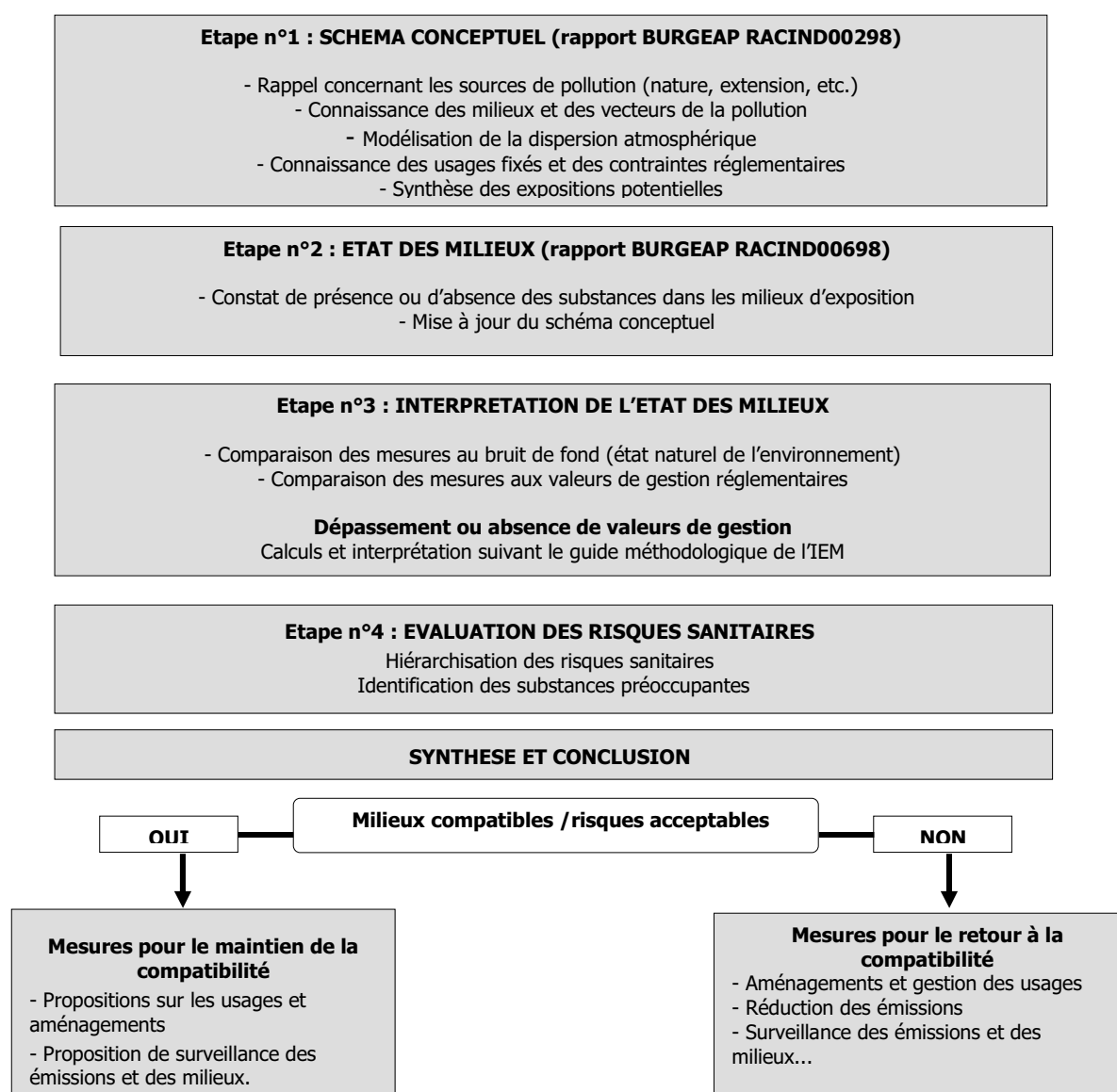
- **Phase 1** : Caractérisation de la zone, Elaboration du schéma conceptuel d'exposition et Modélisation des rejets atmosphériques actuels ;
- **Phase 2** : Diagnostic de l'état des milieux : cette phase vise à compléter les données existantes acquises lors de la phase 1 par la réalisation de mesures complémentaires dans l'environnement ;

- **Phase 3** : Interprétation de l'Etat des Milieux : cette phase consiste à vérifier que l'état des milieux, évalué lors des phases 1 et 2, est compatible avec les usages constatés et, le cas échéant, à déterminer la nécessité de mettre en œuvre des mesures de gestion adaptées ;
- **Phase 4** : Evaluation des risques sanitaires : cette phase consiste à réaliser une évaluation quantitative des risques sanitaires chroniques pour les populations présentes au sein de la zone d'étude. Elle prendra en compte plus particulièrement les substances et les milieux jugés pertinents à l'issue des phases de diagnostic et d'ITEM.

A l'issue de l'étude, les éléments mis en évidence vont permettre, en fonction du contexte, de :

- mettre en place une stratégie de surveillance dans l'environnement si nécessaire
- déterminer les éventuelles mesures de gestion à mettre en œuvre dans l'environnement.

L'ensemble de la méthodologie est résumée par le logigramme ci-après.



1.3 Localisation géographique de la zone d'étude

La zone concernée par l'étude sanitaire est localisée dans le département du Nord (59), entre les villes de Douai, Valenciennes et Cambrai. Elle couvre une superficie d'environ 230 km² (15 km de côté), et est centrée sur la commune d'Abscon. La figure ci-dessous présente la zone d'étude.



Figure 1 : Localisation de la zone d'étude

La zone d'étude de 15 km x 15 km a été définie par rapport aux sources d'émissions industrielles. Toutefois, il est important de préciser que les sources potentielles de pollution peuvent impacter les cibles (populations) sur une zone plus large que la zone d'étude. Par conséquent, la zone a été étendue à une « zone d'influence », prise égale à 400 km² soit 20 km x 20 km.

La taille de cette zone est considérée comme raisonnable et suffisante. Même s'il se trouve toujours dans le voisinage extérieur, des exploitants et des populations, il est nécessaire de limiter l'étendue pour pouvoir réaliser une évaluation et proposer des mesures de gestion de façon adaptée et cohérente par rapport au contexte.

2. Les activités anthropiques

2.1 Le contexte démographique et sanitaire

La zone d'influence comprend 71 communes. Ces communes appartiennent à trois « pays » différents :

- le Hainaut à l'est ;
- le Cambrésis au sud ;
- le Douaisis à l'ouest.

L'effectif global de la population sur la zone d'influence est de 217 606 habitants. L'analyse des données démographiques montre que l'environnement de la zone d'étude est plutôt de type rural, avec une densité moyenne de 429 hab/km².

Les densités de population les plus importantes sont rencontrées sur les communes de Denain (1 766 hab/km²), d'Aniche (1 532 hab/km²) et de Lourches (1 475 hab/km²).

La répartition par classe d'âges est relativement hétérogène au sein des communes étudiées. A titre d'exemple, le pourcentage de plus de 59 ans est de près de 26 % à Féchain alors qu'il n'est que de 14,3% à Bruille-Lez-Marchiennes. Par rapport à la moyenne nationale, la population de la zone d'étude est légèrement plus jeune.

La répartition hommes/femmes présente une variabilité au sein de la zone d'étude. La moyenne reste toutefois similaire à la moyenne nationale.

En termes sanitaires, la caractérisation de la population peut se faire au travers des études épidémiologiques menées par l'Observatoire Régional de la Santé Nord-Pas-de-Calais (ORS NPdC) ou la Cellule Inter Régionale d'Epidémiologie (Cire). Il est à noter que les études épidémiologiques visent soit à décrire l'état de santé d'une population en recueillant des informations sur le nombre de cas et les caractéristiques d'une pathologie, soit à rechercher les déterminants de cette pathologie. Elles se différencient de la présente étude qui elle se situe dans une démarche d'évaluation, et constitue un outil de gestion devant permettre de fournir l'information nécessaire aux instances administratives pour mettre en place des plans de gestion et de réduction des émissions si nécessaire.

2.1.1 Etudes de l'ORS NPdC

Un tiers de la population de la région Nord-Pas-de-Calais vit dans le Bassin minier. D'après l'Observatoire Régional de la Santé Nord-Pas-de-Calais (ORS NPdC), les indicateurs de santé des hommes et des femmes du Bassin minier sont très anormalement médiocres. Le constat est connu, la surmortalité dans le Bassin minier par rapport à la moyenne régionale est particulièrement nette pour certaines maladies respiratoires, les maladies de l'appareil circulatoire et la plupart des cancers. La surmortalité des hommes par cancer y est de 74,5% plus élevée que la moyenne française.

En particulier, un nombre élevé de cas de saturnisme infantile pour l'instant inexpliqués a été mis en évidence sur la commune d'Hornaing. Certains professionnels de santé d'Hornaing s'interrogent également sur la fréquence des cancers et des affections respiratoires de l'enfant.

A ce titre, l'ORS NPdC a menée en 2008 une étude¹ exploratoire visant à apporter des éléments de réponse aux interrogations des collectivités sur la fréquence des cancers dans la Communauté d'Agglomération de la

¹ ORS Nord-Pas-de-Calais, « Le cancer dans la Communauté d'Agglomération de la Porte du Hainaut et dans la Communauté de Communes du Coeur d'Ostrevent », septembre 2008.

Porte du Hainaut (CAPH) et la Communauté de Communes du Cœur d'Ostrevent et sur les déterminants de cette fréquence.

Ce travail a été élaboré en s'appuyant sur les travaux réalisés antérieurement par l'ORS, sur l'analyse complémentaire de données disponibles à l'échelle de la commune (mortalité, participation aux campagnes de dépistage organisé du cancer, recensement de population) et sur des entretiens semi-directifs avec une vingtaine d'acteurs du territoire : professionnels de santé, élus, associations, experts.

Les principales conclusions de cette étude sont :

- « l'existence sur le territoire de la CAPH et de la CCCO d'une forte **surmortalité par cancers**, en particulier chez les hommes, qui doit motiver une politique de prévention ambitieuse ;
- le poids des cancers des voies aéro-digestives et, chez l'homme, des cancers respiratoires, des cancers du poumon et, sur le territoire de la CAPH, des tumeurs malignes de la plèvre, en relation avec la présence, jusqu'en 1996, d'une industrie de l'amiante sur le territoire [(société Eternit à Thiant)] ;
- un constat unanime des acteurs du territoire pour reconnaître le poids de la situation sociale sur l'exposition aux facteurs de risque de cancers et sur les modalités d'accès au dépistage et aux soins, qui justifie de prendre en compte les inégalités sociales de santé dans la définition et l'évaluation des politiques publiques ;
- l'enjeu majeur que représentent pour ce territoire les **cancers professionnels**, que ce soit en termes de reconnaissance et de réparation des effets du passé (amiante entre autres) qu'en termes de prévention aujourd'hui ;
- la nécessité de documenter la présence d'amiante résiduelle dans l'environnement de Thiant- Prouvy (maisons, sols des jardins), afin de mieux connaître et de pouvoir limiter l'exposition environnementale à l'amiante ;
- l'intérêt d'évaluer l'impact cumulé sur l'exposition de la population aux composés chimiques des émissions des sites industriels, dont la densité est forte sur le territoire, afin de permettre un débat public ouvert **sur les stratégies de maîtrise des nuisances environnementales, dans une optique de développement industriel durable**. » Il est à noter que l'étude de zone permettra d'apporter un certain nombre d'éléments de réponse sur ce dernier point de manière spécifique.

2.1.2 Etude la Cire NPdC Picardie

En 2007, un habitant du quartier dit « Champ de la Nation » de la commune d'Aniche a signalé à la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (Ddass) du Nord, huit cas d'affections hématologiques touchant principalement des habitants de ce même quartier, sept de ces huit cas ayant été diagnostiqués sur une période d'environ dix ans. Cette personne suspectait dans son signalement l'existence d'un lien entre la survenue de ces cas d'hémopathie et la présence de verreries et d'une décharge de produits toxiques situées à proximité du quartier.

Suite à ce signalement, la Ddass a saisi en avril 2007 la Cellule Inter Régionale d'Epidémiologie (Cire) Nord Pas-de-Calais Picardie afin de réaliser une étude visant à confirmer ou à infirmer l'existence d'agrégat d'hémopathies malignes et de lymphomes à Aniche et à rechercher dans l'environnement des sites susceptibles de générer des expositions pouvant y être liées ¹.

Le ratio standardisé d'incidence (SIR) a été calculé pour 1984-2006. Les résultats ne montrent aucun excès de cas de leucémie aiguë (LA) ou de lymphome non hodgkinien (LNH) chez les adultes ni aucun excès de cas de LNH chez les enfants. En revanche, un excès de cas de LA chez les enfants pour les périodes 1996-2006 (SIR=5,61 [1,81-13,11]) et 1984-2006 (SIR=3,37 [1,23-7,34]) est retrouvé. Les rejets atmosphériques actuels des verreries sont réduits ; en revanche, d'anciennes pollutions localisées des sols

¹ Institut de veille sanitaire - Investigation d'une suspicion d'agrégat d'hémopathies malignes et de lymphomes à Aniche (Nord) – 1984-2006., septembre 2010, 43 p.

sont confirmées et laissent supposer la persistance d'une contamination en certains endroits. A ce titre, la Cire cite l'étude de zone en cours en précisant qu'elle permettra de compléter les données environnementales disponibles.

D'après la Cire, d'autres hypothèses peuvent être avancées pour expliquer l'excès de cas de LA retrouvé chez les enfants : surestimation de l'excès de risque liée à l'approche statistique a posteriori, aléa lié à la distribution naturelle de la maladie. La Cire précise par ailleurs que l'environnement général peut participer à la survenue de leucémies et de cancers mais l'établissement de relations causales est encore du domaine de la recherche scientifique. Des travaux nationaux et internationaux, comme ceux menés par l'Inserm auxquels participe le service d'hématologie pédiatrique du CHRU de Lille, sont en cours afin d'étudier les diverses hypothèses qui pourraient être liées à la survenue de leucémies aiguës chez les enfants (en particulier, origine infectieuse, exposition à des pesticides, au benzène et autres expositions sur un terrain génétique susceptible.

2.1.3 Etude de la CIRE : Point sur l'exposition au plomb sur le secteur d'Hornaing

Suite à plusieurs cas de saturnisme sur le secteur d'Hornaing, l'InVS a mené plusieurs investigations sanitaires et environnementales pour identifier l'origine du plomb responsable de ces cas d'intoxication¹.

De février 2006 à juin 2007, 100 plombémies ont été réalisées chez 71 enfants résidant à Hornaing (Nord) à l'initiative de trois médecins généralistes. La recherche d'une cause domestique a été menée aux domiciles et aux lieux de vie (écoles et lieux de garde) fréquentés par les enfants. La concentration en plomb a été mesurée dans l'air (plomb mesuré sur les PM10), le sol et les légumes. La bioaccessibilité² du plomb a également été mesurée.

Huit cas de saturnisme (plombémie supérieure à 100 µg/l), soit 11,2 % des enfants, et 9 enfants avec une plombémie élevée comprise entre 70 et 100 µg/L, soit 12,7 % des enfants, ont été identifiés. Une cause d'intoxication domestique probable a été retrouvée pour 6 enfants. Pour les autres enfants, aucune source de plomb particulière n'a été identifiée.

Un suivi des enfants ayant présenté une plombémie élevée a été assuré. Il montre globalement une baisse des plombémies de 2006 à 2008 ; un seul enfant ayant encore une plombémie supérieure à 70 µg/L. L'imprégnation en plomb des enfants d'Hornaing était en mai 2008 similaire à celle observée lors d'autres dépistages en France.

Pour les cas d'intoxication non expliqués par des causes domestiques identifiées, les analyses de bioaccessibilité du plomb dans les sols ont permis d'exclure formellement l'ingestion de sol ou de légumes comme origine des plombémies élevées. Certaines plombémies élevées observées en 2006 et 2007, ayant baissé par la suite, demeurent inexpliquées. Les hypothèses d'une exposition par inhalation aux rejets (particules ultrafines ?) de la centrale thermique de production d'électricité au charbon et l'existence de facteurs individuels non identifiés ne peuvent être exclues. Il n'a pas été possible, dans cette investigation, de recourir aux ratios isotopiques du plomb comme marqueurs de différentes sources de plomb, par manque de disponibilité de la méthode en routine à l'époque.

¹ Heyman C. et al, 2009. Cas de saturnisme inexpliqués à proximité d'une centrale thermique de production d'électricité au charbon

² Bioaccessibilité : fraction de plomb ingéré qui est absorbé par l'organisme ; elle dépend de nombreux paramètres, notamment de la nature chimique du plomb ingéré.

2.2 Le contexte industriel

2.2.1 Les activités minières

La zone d'étude est implantée en partie au sein du Bassin minier du Nord-Pas-de-Calais. Ce bassin minier s'étend sur un territoire du plus de 100 km de long et inclut 251 communes. L'exploitation du charbon dans le département du Nord a débutée au 18^{ème} siècle et a définitivement cessée dans les années 1990.

Au niveau de la zone d'étude, plusieurs concessions étaient exploitées (Aniche, Anzin, Azincourt, Douchy-les-Mines, Denain, Hasnon et Flines-lez-Raches).

Outre les cavités minières, l'héritage de l'exploitation des mines comprend les terrils (accumulation des sous-produits de l'exploitation minière) et les cavaliers (plateformes de schistes noirs aménagés pour supporter les voies ferrées des mines).

Au sein de la zone d'étude, 3 terrils sont encore présents :

- terril de Rieulay,
- terril Renard à Denain,
- terril Sainte-Marie à Auberchicourt.

2.2.2 Les sites en activité

D'après les informations recueillies auprès de la DREAL Nord Pas-de-Calais, une trentaine d'industries soumises à autorisation au titre de la réglementation des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) sont présentes sur la zone d'étude. Parmi elles, trois sont classées SEVESO seuil haut et une est classée SEVESO seuil bas.

Le tableau suivant présente ces sites classés SEVESO ainsi que les autres sites soumis à autorisation.

Tableau 1 : Sites soumis à autorisation dans la zone d'étude

Nom de l'entreprise	Adresse	Commune	Classification SEVESO et référencements BASOL/BASIAS	Emissions - Déclaration GERP / IRE(*)
AGC France (ex AUTOMOTIVE EUROPE)	Rue de la Verrerie d'en Bas	Aniche	-	Air / Eau
Saint Gobain Sekurit	249 Bd Drion – BP 74		BASIAS	Air
Terchanor SA	T 125 Ste Marie Est	Auberchicourt	-	-
Centre de Production thermique EDF	Route de Mastaing – BP 39	Bouchain	BASIAS	Air / Eau
Hainaut Enrobés	3 rue E. Pierronne – BP 51		-	Air
SNCZ	Rue E. Pierronne – BP 59		BASOL Seveso seuil haut	Air / Eau
Air Liquide	1430, rue Berthelot - BP 37	Denain	-	-
AMD Solutions France	1582, Rue Arthur Brunet		-	-
Carcoop	Rue Villars		-	-
Denain Logistique	Z.I. Les Pierres Blanches		-	-
Fonderie et Acierie de Denain (FAD)	17 rue Pierre Bériot		BASOL	Air

Nom de l'entreprise	Adresse	Commune	Classification SEVESO et référencements BASOL/BASIAS	Emissions - Déclaration GEREPP / IRE ^(*)
GTM France (SARL)	Rue des Coopérateurs – Zone de Bellevue – BP 103		-	-
Wilmot Rucar	Zone de Bellevue		-	-
Procyrdhim	7 rue de Lourches	Douchy-les-Mines	BASOL	Air / Sol
Siccanor	19, rue Gambetta – BP 55		BASIAS, BASOL	-
Saint Gobain Glass	-	Emerchicourt	BASIAS	Air / Eau
Entrepôts Pétroliers de Valenciennes	RN 30	Haulchin	SEVESO seuil haut, BASIAS, BASOL	Air
UNEAL	RN 30		-	-
Himexfil Europe SAS	Parc d'activités Jean Monnet	Hordain	-	-
Centrale SNET	Rue Paul Lafarge	Hornaing	BASIAS, BASOL	Air / Eau
Surschiste	Sécheur du terri 151		-	Air
Sevelnord	ZI n°3 – BP 10	Lieu-Saint-Amand	-	Air / Eau
Sienor	ZI n°3 – Rue Jean Monnet		-	Air
Valenplast	Zone d'activité Jean Monnet		-	Air
RECYDEM	Chemin départemental 249 Le Pont Tournant – BP 6	Lourches	-	Eau
Tercharnor SA	T144 de Rieulay	Rieulay	-	-
Toyota (ex SIETO)	ZI la Renaissance - BP 67	Somain	-	-
Véolia Propreté	ZI la Renaissance		-	-
Antargaz	Centre Emplisseur ZI n° 1 - Rue du Galibot	Thiant	SEVESO seuil haut BASIAS	Air
Carrière Pluchart	CHAMPS MONTOIS	Wallers	-	-
Satel Rentex	-		-	-

^(*)GEREP : Registre français des émissions polluantes. IRE : Industrie au Regard de l'Environnement. Déclaration des émissions atmosphériques (« Air »), dans l'eau (« Eau ») et/ou dans les sols (« Sol »).

Il convient de préciser que les sites Tercharnor d'Auberchicourt et de Rieulay ainsi que le site Himexfil d'Hordain ont cessé leurs activités. La société Toyota a repris le site SIETO de Somain en 2010.

La consultation du registre français des émissions polluantes (déclaration GEREPP 2006- 2009) et des rapports de « L'Industrie au Regard de l'Environnement (IRE) » a permis de référencer les sites déclarant des émissions polluantes. Ces sites sont précisés dans le tableau ci-dessus.

Les sites retenus pour la dispersion des rejets atmosphériques sont reportés sur la figure ci-après (reportée également en Annexe 1) :

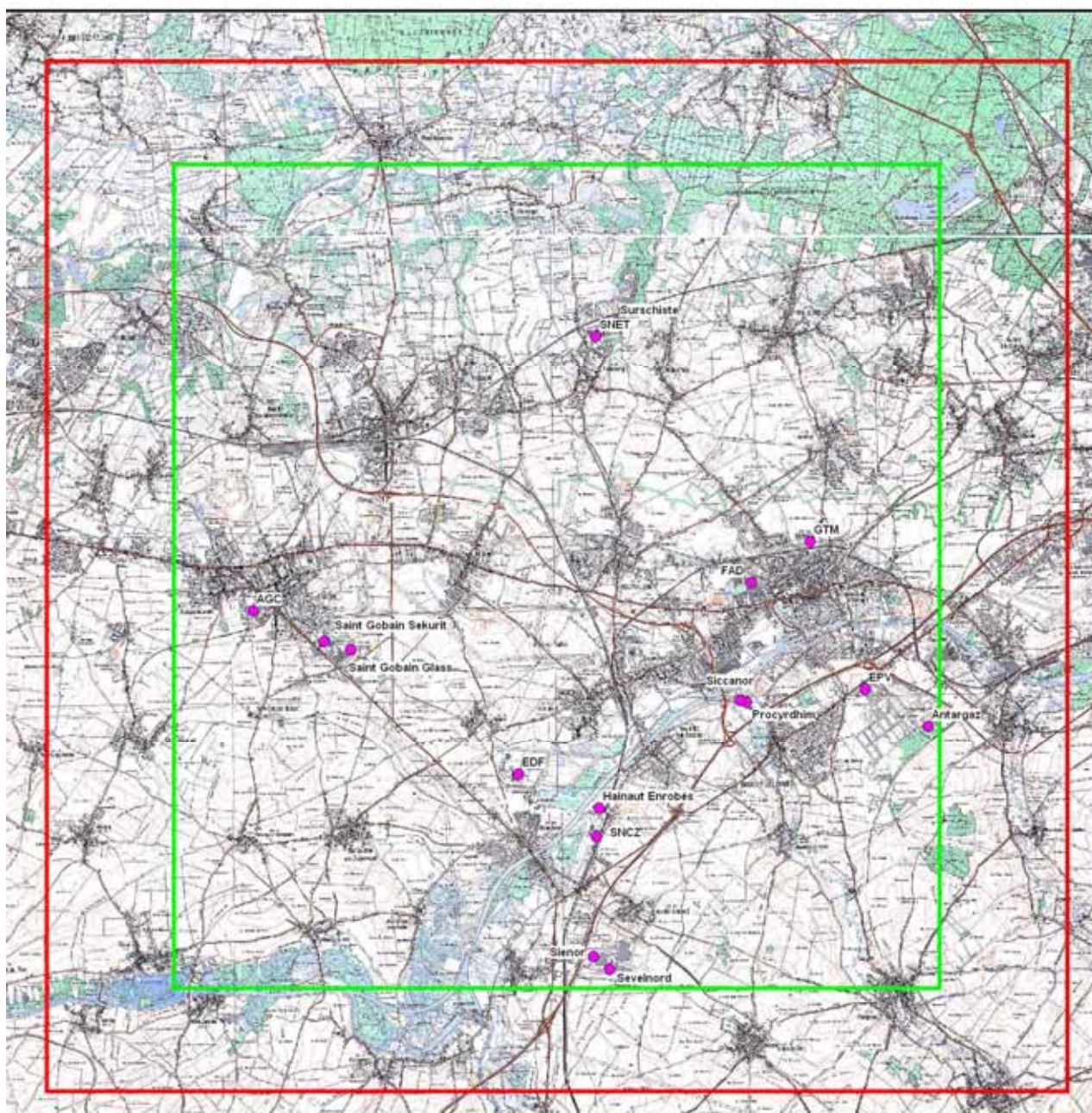


Figure 2 : Localisation des sites industriels

2.2.3 Les sites potentiellement pollués

L'état environnemental de la zone d'influence a été étudié via la consultation de la base de données BASOL du ministère chargé de l'environnement sur les sites et sols pollués (ou potentiellement pollués) appelant une action des pouvoirs publics, à titre préventif ou curatif.

La base de données BASOL référence 31 sites sur la zone d'étude (Cf carte en Annexe 1). L'analyse de ces 31 sites montre que :

- 6 sites sont en activité, 12 sites ont été réaménagés ou partiellement réaménagés, 12 sites sont en friche et 1 site pour lequel son usage n'est pas connu ;
- 6 sites sont soumis à autorisation : Fonderie et aciéries de Denain, Siccanor, UIOM de Douchy, EPV, SNET et Eternit ;
- Les polluants mis en évidence dans les sols et/ou les eaux souterraines sont principalement les hydrocarbures et les ETM¹ ;
- 18 sites présentent une contamination des eaux souterraines ;
- Des travaux de traitement des sols et/ou des eaux souterraines ou d'autres mesures de gestion ont été mis en œuvre sur plus de la moitié des sites.

Parmi les 31 sites, on peut noter la présence de 2 anciennes cokeries à Monchecourt et Louches, l'ancien site sidérurgique de Denain (Usinor) et l'ancien crassier de la société Usinor-Sacilor à Bouchain. Ce type d'activité est à l'origine d'émissions atmosphériques polluantes et par conséquent de la contamination potentielle des sols au voisinage des sites concernés.

A noter que le site Saint-Gobain Glass fait l'objet également d'une fiche BASOL. D'après la fiche, Saint-Gobain Glass s'est vu imposé dans le cadre de l'action nationale « Connaissance des impacts liés au plomb d'origine industrielle dans le sol », la réalisation des éléments suivants :

- une description de l'environnement du site et la réalisation d'un plan d'échantillonnage de sols dans l'environnement de l'établissement comprenant l'implantation des sondages et les profondeurs de prélèvements,
- des investigations de terrain sur la base du plan d'échantillonnage précité, qui doit être préalablement validé par l'inspection des installations classées.
- un dosage du cadmium si cet élément est jugé pertinent eu égard à l'activité de l'établissement.

Après réalisation des investigations correspondantes, le site a été classé comme banalisable.

La consultation de la base de données « BASIAS », relatives aux sites industriels et activités de service, a permis de recenser 470 sites dans la zone d'étude exerçant ou ayant exercé une activité potentiellement polluante. Parmi ces sites, on peut noter la présence de :

- 7 sites concernant des industries d'extraction énergétique (ex : houille) ou non (ex : calcaire) : codes activités ca et cb ;
- 13 sites exploitant des activités de cokéfaction ou de raffinage : code activités df ;
- 26 sites concernant des industries chimiques : code activités dg ;
- 68 sites exploitant des activités de métallurgie ou de travail des métaux : code activités dj ;
- 21 sites exploitant des activités de production et/ou de distribution d'électricité ou de gaz : code activités e ;

¹ ETM : Eléments Traces Métalliques

- 58 sites stockant des produits chimiques ou du charbon ou exploitant des dépôts de liquide inflammable ou correspondant à des terrils et/ou crassiers de mines.

2.2.4 Les accidents industriels

La consultation des données du bureau d'analyse des risques et pollutions industrielles (BARPI) a permis de recenser tous les accidents ayant eu lieu dans le secteur d'étude depuis 1995.

Ces accidents se déclinent sous plusieurs catégories :

- incendie industriel (incendie d'installations de production/fabrication, de stockage, supermarché...) ;
- incendie agricole (ferme, grange, paille...) ;
- fuite de gaz (dans usine ou sur voie publique) ;
- pollution des eaux de surface par les hydrocarbures ;
- autre pollution de surface (par des huiles ou baisse de la teneur en oxygène dans les eaux) ;
- pollution des sols avérée.

Les principaux accidents répertoriés sont des incendies industriels et des pollutions des eaux de surface (Escaut, Sensée et Scarpe). L'impact de ces accidents, et plus particulièrement des incendies, sera jugé dans le cadre du diagnostic complémentaire au travers de mesures environnementales de dioxines notamment.

2.3 Le contexte agricole

Plus de 70 % de la surface de la région Nord-Pas-de-Calais est agricole. Les zones les plus agricoles se situent principalement dans le sud et au nord-ouest de la région.

La culture la plus répandue en Nord-Pas-de-Calais est céréalière (dont 75 % de blé), suivie de la surface toujours en herbe. Viennent ensuite : les cultures industrielles (dont 70 % de betteraves industrielles), le fourrage, les pommes de terre, les terres en jachères, les légumes frais (Source : Agreste, recensement 2000).

Le Nord est une zone de polyculture et d'élevage : les céréales, les cultures maraîchères, les betteraves côtoient les volailles, les bovins et les porcins. Environ 8 000 exploitants agricoles mettent en valeur 362 000 ha de surface agricole, soit 63% de la surface totale du département (source : Conseil Général du Nord).

Le Profil Environnemental Nord-Pas-de-Calais (Direction Régionale de l'Environnement, 2008) précise que les vallées de la Scarpe et de l'Escaut sont le berceau d'une agriculture mixte où domine l'élevage de bovins dans un paysage de prairies et de cultures fourragères. Cette agriculture, et notamment l'activité d'élevage, connaît une forte récession caractérisée par la diminution rapide des prairies humides, généralement remplacées par des cultures ou des peupleraies, qui constituent aujourd'hui un élément majeur du paysage.

2.4 Les grandes voies de circulation

2.4.1 Le réseau routier

Le réseau routier principal de la zone d'étude est présenté sur la figure ci-après.



(Source : ViaMichelin.fr, février 2011)

Figure 3 : Réseau routier principal

Les principaux axes routiers sont :

- L'autoroute A2, à l'est de la zone d'étude, en direction de Cambrai au sud et de Valenciennes au nord-est,
- L'autoroute A21 qui traverse la zone d'étude ouest en est. Elle rejoint l'A2 à hauteur de Douchy-les-Mines,
- Les départementales D645, D943, D957, D955, D630, D13, D40 qui relient les principales communes de la zone d'étude.

D'après les comptages routiers effectués en 2006 (source : Directions Départementales de l'Équipement du Nord et du Pas-de-Calais), le nombre moyen annuel de véhicules par jour est de :

- 24 238 véhicules sur l'A21 avant sa jonction avec l'A2,
- 43 138 véhicules sur l'A2 à hauteur d'Hordain,
- 9 911 véhicules dont 4,7% de poids lourds sur la D645 au niveau d'Auberchicourt,
- 7 253 véhicules sur la D630 à hauteur d'Hordain.

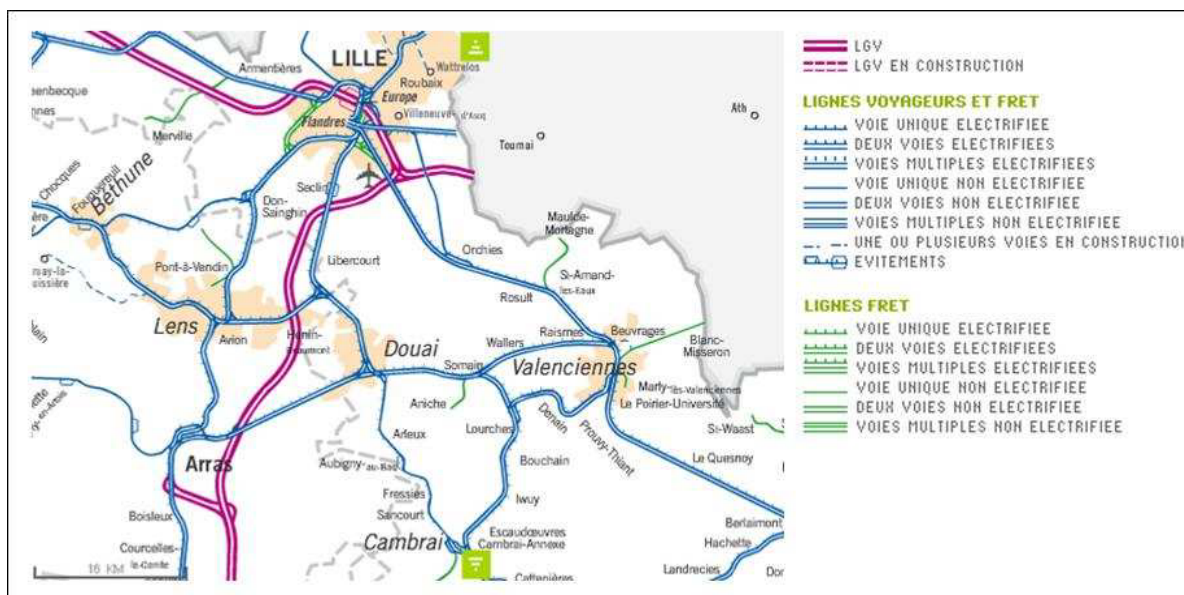
2.4.2 Le réseau ferroviaire

La zone d'étude est traversée par plusieurs lignes ferroviaires :

- la ligne Valenciennes-Douai,

- la ligne Valenciennes-Cambrai via Louches ou via Somain.

La figure ci-dessous présente le réseau ferroviaire de la région.



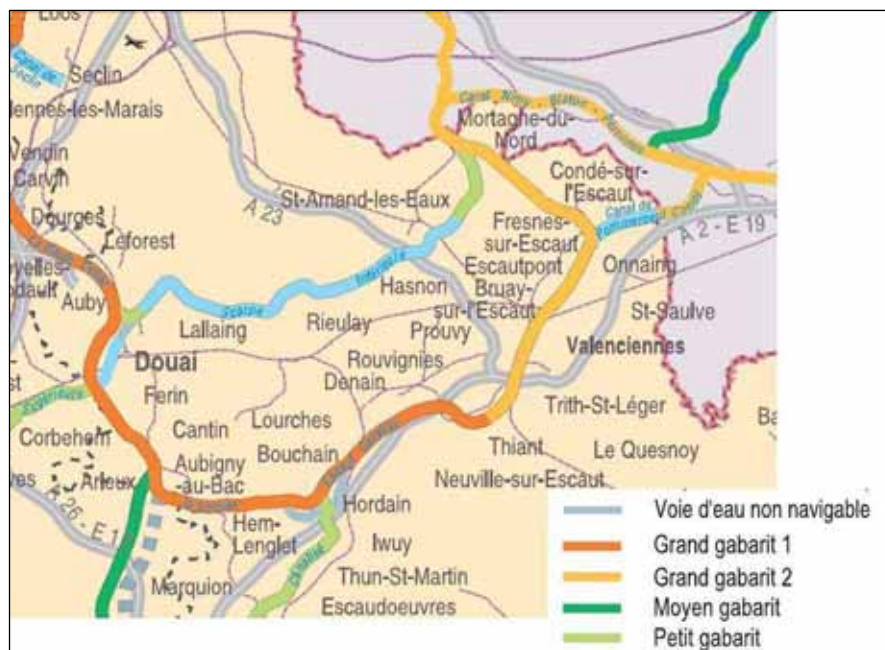
(Source : Réseau Ferré de France, février 2011)

Figure 4 : Réseau ferroviaire

2.4.3 Le réseau fluvial

L'Escaut canalisé et la Sensée, au niveau du domaine d'étude, constituent des voies navigables pour grand gabarit de type 1 (1 500/3 200 tonnes) (source : Observatoire Régional du Transport Fluvial - Bassin du Nord-Pas de Calais, rapport annuel 2009). La Scarpe inférieure est en revanche une voie d'eau non navigable.

La carte ci-dessous présente le réseau fluvial au niveau du domaine d'étude.



(Source : Observatoire Régional du Transport Fluvial - Bassin du Nord-Pas de Calais, 2009)

Figure 5 : Réseau fluvial

D'après l'Observatoire Régional du Transport Fluvial, le trafic à Bouchain sur l'Escaut canalisé s'élevait en 2009 à :

- 640 bateaux de plaisance,
- 11 300 bateaux de commerce.

3. Contexte environnemental et rappel des études antérieures

3.1 Le sol

3.1.1 Le contexte géologique

Le secteur étudié étant situé entre les villes de Douai et Valenciennes, le contexte géologique est majoritairement celui présenté sur la carte géologique au 1/50 000^{ème} de Valenciennes. La caractéristique principale des terrains géologiques de la région est l'omniprésence de limons sur le substratum. Les couches géologiques sont donc couramment représentées sous forme d'écorché qui laisse entrevoir la nature des terrains sous-jacents.

L'étude des cartes géologiques du BRGM de Valenciennes, Douai, Saint-Amand-Les-Eaux et Carvin au 1/50 000^{ème} et de leurs notices, permet d'envisager, depuis la surface, la présence des terrains suivants au droit du secteur étudié :

- **limons** : récents en bas de pente ou au fond des vallons (« limons de lavage »), ils peuvent également être plus anciens (« limons pléistocènes »). Dans ce cas, leur composition dépend de la nature du sous-sol : très sableux sur les formations tertiaires ou les alluvions, ils donnent sur les plateaux crayeux l'ergeron, un limon jaune clair dont la partie supérieure décalcifiée donnait la « terre à brique ». Enfin, sur la craie à silex du Turonien supérieur, il devient argile à silex ;
- **alluvions modernes** : principalement localisées dans les lits de la Sensée et de l'Escaut, elles sont composées de sables plus ou moins argileux, de graviers et de tourbe. On leur attribue une puissance moyenne d'environ 10 m ;
- **formations tertiaires** : elles sont composées des sables et grès d'Ostricourt datés du Landénien, qui comprennent trois niveaux.
 - **les sables du Quesnois** : d'origine continentale (on y retrouve des traces de vertébrés et de végétaux), ils comprennent des intercalations de minces lits argileux et de sables ligniteux. Peu différenciables des sables verts de Grandglise, les deux niveaux sont couramment regroupés sous la dénomination « sables d'Ostricourt » ;
 - **les sables de Grandglise** : d'origine marine, ils accusent une puissance de 20 à 30 m. Ils sont verts, fins et glauconieux, avec quelques passées gréseuses très dures ;
 - **le complexe de base** : vers la base du Landénien, les sables sont consolidés par un ciment d'opale donnant un grès tendre et poreux, parfois calcaire, le « tuffeau de Valenciennes » ou « ciel de marne » pour les mineurs. Certains niveaux, plus durs et d'une couleur bleuâtre, sont appelés « pierre bleue ». Les intercalations argileuses sont fréquentes, surtout à l'ouest du secteur, où l'on trouve 5 à 8 m d'une argile noirâtre et plastique, l'argile de Louvil ;
- le Crétacé supérieur :
 - **la craie blanche du Sénonien** : comprenant de rares silex, elle est séparée de l'assise inférieure par des bancs de « meule » ou « tun » (passées congloméroïdes et phosphatées). Sa puissance est variable ;
 - **la craie grise du Turonien supérieur** : cette craie glauconieuse et à silex cornus possède deux niveaux. La partie supérieure, sans silex, a été utilisée comme pierre de taille. La partie inférieure est enrichie en silex cornus. La puissance de l'ensemble est d'environ 15 m à l'est du secteur et d'environ 20 m à l'ouest ;

- **la craie marneuse du Turonien moyen** : il s'agit d'une alternance de craie marneuse parfois grisâtre en bancs solides (« durs bancs » des mineurs) et de marnes d'un blanc bleuâtre à verdâtre (« bleu » des mineurs). Ce faciès est constant sur le secteur ;
- **les « dièves vertes » du Turonien inférieur** : ce sont des marnes plastiques généralement verdâtres, voire occasionnellement bleuâtres ;
- **les « dièves jaunes » du Cénomanién** : marnes de teintes variables (jaune, mais aussi brunes, blanches ou rouges). A la base de l'assise, on observe un conglomérat de base, la « tourtia » des mineurs, composé d'une craie marneuse plus ou moins consolidé englobant de nombreux éléments (galets roulés ou subanguleux de toutes tailles) ;
- **les calcaires de l'Albien** : au-dessus des terrains primaires, ces formations gréseuses, sableuses ou glauconieuses sont limitées au nord-est de la feuille de Valenciennes ;
- **les dépôts du Wealdien** : constitués de dépôts continentaux (sables, graviers,...) remplissant les cavités et poches irrégulières des terrains primaires, ces terrains très aquifères ont dû être systématiquement épuisés afin d'éviter les venues d'eau lors des travaux de creusement des puits de mine. Leur épaisseur est variable mais peut aller jusqu'à 15 m entre Denain et Anzin ;
- **le Primaire** : les terrains primaires ne peuvent être approchés dans la région qu'au travers de reconnaissances houillères ou pétrolières et ne présentent pas d'intérêt pour les études environnementales.

Au vu de la qualité du sous-sol, il apparaît que le secteur de la zone d'étude n'est pas concerné par un éventuel marquage au radon. En effet, le radon provient de l'uranium contenu dans les sols, mais surtout les sous-sols granitiques et volcaniques. La zone d'étude présente des concentrations en radon inférieures à la moyenne nationale (66 Bq /m³).

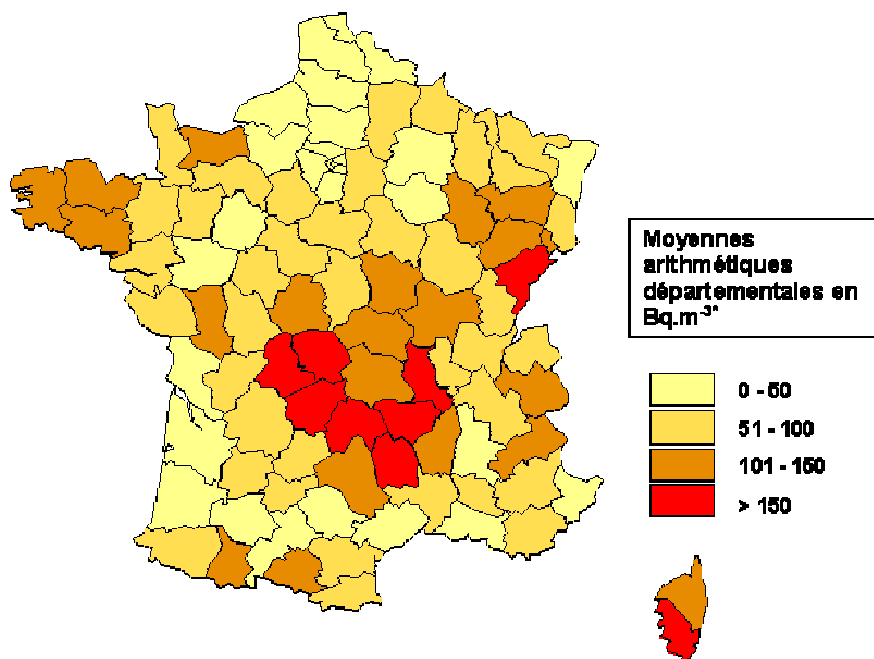


Figure 6 : le radon : moyennes départementales en Bq /m³.

3.1.2 Diagnostics environnementaux au droit de la zone d'étude

Des investigations environnementales ont été menées au voisinage de plusieurs sites industriels implantés sur la zone d'étude :

- La SNET d'Hornaing,
- EDF, à Bouchain ;
- Saint Gobain Glass, à Emerchicourt ;
- FAD, à Denain ;
- Procyrdhim, à Douchy-les-Mines.

Les résultats des investigations sont présentés dans les paragraphes suivants.

L'ensemble des concentrations mesurées dans les sols ont été analysées au regard des concentrations considérées comme caractéristiques du bruit de fond géochimique du Nord Pas de Calais (Cf paragraphe 7.2.1.) ou du bruit de fond géochimique national à défaut de valeur régionales.

Pour les végétaux et les matrices animales, les valeurs de comparaison sont celles mentionnées aux paragraphes 7.2.2 et 7.2.3.

3.1.2.1 SNET

Dans le cadre de l'arrêté préfectoral en date du 22 novembre 2005, la centrale SNET d'Hornaing a fait procéder en 2006 à un diagnostic des sols au voisinage du site par la société ANTEA (rapport ANTEA N°A 42792/B, juillet 2006). Des investigations complémentaires ont été menées en 2007 (rapport ANTEA N°A 48488/A, novembre 2007).

Le diagnostic des sols de juillet 2006 a consisté en la réalisation de prélèvements jusqu'à 20 cm de profondeur :

- 14 prélèvements au niveau de 8 zones de prélèvement pour caractériser l'impact des « émissions lointaines ». Pour 6 des 8 zones de prélèvement, un échantillon a été prélevé au droit d'une zone agricole et au droit d'une zone dite « sensible » (espaces de jeu en particulier) ;
- 13 prélèvements pour caractériser l'impact des « émissions proches ».

Le plan d'échantillonnage pour les émissions lointaines a été défini notamment sur la base de résultats d'une modélisation de la dispersion atmosphérique et de la rose des vents. Il a été validé par la DREAL (ex DRIRE) Nord-Pas-de-Calais.

Pour les émissions proches, le plan d'échantillonnage a été établi à partir de transects définis en fonction de la rose des vents. Les échantillons prélevés ont été analysés pour le plomb et le cadmium.

La comparaison des concentrations mesurées aux valeurs de bruit de fond géochimique du Nord Pas-de-Calais (NPdC) (teneurs sous culture, tous matériaux parentaux, horizon de surface) amène les commentaires suivants :

- Pour les « émissions lointaines » :
 - 7 des 14 échantillons prélevés présentent des concentrations en plomb supérieures au 95^{ème} percentile des valeurs de bruit de fond du NPdC (56,5 mg/kg) et 4 échantillons aux teneurs maximales du bruit de fond (198,1 mg/kg) ;
 - 5 des 14 échantillons prélevés présentent des concentrations en cadmium supérieures au 95^{ème} percentile des valeurs de bruit de fond du NPdC (0,87 mg/kg) et 3 échantillons aux teneurs maximales du bruit de fond (1,36 mg/kg).

En ce qui concerne les émissions lointaines, les concentrations maximales ne sont pas mesurées uniquement au niveau des zones maximales de retombées atmosphériques modélisées. D'après ANTEA, l'analyse des résultats ne permet pas de mettre en évidence un impact de la centrale SNET sur la qualité des sols au niveau des zones d'émissions lointaines. Les concentrations élevées observées pourraient être liées à d'anciennes activités ou pratiques telles que l'épandage de remblais contaminés en provenance d'usines métallurgiques, sidérurgiques ou de fonderies.

- Pour les « émissions proches » :
 - 3 des 13 échantillons prélevés présentent des concentrations en plomb légèrement supérieures au 95^{ème} percentile des valeurs de bruit de fond du NPdC (56,5 mg/kg). Un point présente une concentration plus élevée de 130 mg/kg ;
 - Seul 1 des 13 échantillons prélevés présente une concentration en cadmium (0,9 mg/kg) légèrement supérieure au 95^{ème} percentile des valeurs de bruit de fond du NPdC (0,87 mg/kg).

Un diagnostic complémentaire a été mené en juillet et août 2007 à la demande de l'administration au regard de la concentration en plomb de 130 mg/kg mesurée lors du diagnostic initial au niveau des zones d'émissions proches.

Ce diagnostic complémentaire a consisté en la réalisation de prélèvements dans le voisinage proche de la centrale :

- 21 échantillons de sol sur 3 cm (sols non remaniés) ou 20 cm (sols remaniés) ;
- 10 échantillons de végétaux¹. Afin de disposer d'échantillons témoins, des végétaux² ont été achetés dans des lieux de commercialisation régionaux.

Les prélèvements ont été effectués au niveau d'écoles, d'aires de jeu ou de loisir et de zones résidentielles. Le plan d'échantillonnage a fait l'objet d'une validation par la DREAL et l'ARS (ex DDASS).

Les échantillons prélevés ont été analysés pour 9 ETM (arsenic, cadmium, chrome, manganèse, mercure, nickel, plomb, vanadium et zinc). Les résultats sur les sols montrent :

- Plomb : 3 échantillons présentent des concentrations légèrement supérieures au 95^{ème} percentile des valeurs de bruit de fond du NPdC (56,5 mg/kg). Deux échantillons présentent des concentrations plus élevées mais inférieures à la valeur maximale de bruit de fond (198,1 mg/kg). A noter que la concentration de 130 mg/kg mesurée lors du diagnostic initial n'a pas été confirmée lors du diagnostic complémentaire ;
- Mercure : 10 échantillons présentent des concentrations supérieures au 95^{ème} percentile des valeurs de bruit de fond du NPdC (0,149 mg/kg) mais restent inférieures à la valeur maximale de bruit de fond (0,489 mg/kg). La concentration maximale est de 0,26 mg/kg ;
- Zinc : 14 échantillons présentent des concentrations en zinc supérieures au 95^{ème} percentile des valeurs de bruit de fond du NPdC (107,5 mg/kg) et 4 échantillons aux teneurs maximales du bruit de fond (206,2 mg/kg). La concentration maximale mesurée est de 410 mg/kg ;
- Autres ETM : les concentrations mesurées pour les autres ETM sont toutes inférieures au 95^{ème} percentile des valeurs de bruit de fond du NPdC.

Les concentrations mesurées dans les végétaux ont été comparées à celles mesurées dans les végétaux témoins et aux valeurs limites réglementaires (règlement CE N°1881/2006) lorsqu'elles existent. L'analyse des résultats amène les commentaires suivants :

¹ Radis, Courgette, Thym, Salade, Betterave, Pomme de terre, Epinard, Tomate, Pommes.

² Radis, Courgette, Thym, Betterave.

- 6 échantillons prélevés au voisinage du site et 2 échantillons témoins présentent des dépassements des valeurs réglementaires en plomb (0,1-0,3 mg/kg). La concentration maximale (1,9 mg/kg) a été mesurée dans des radis. Ces teneurs ne peuvent être expliquées par les teneurs observées dans les sols ;
- Aucun dépassement des valeurs réglementaires n'a été mis en évidence pour le cadmium que ce soit dans les végétaux prélevés au voisinage dans la SNET ou dans les végétaux témoins ;
- Pour les autres métaux, les concentrations mesurées au voisinage du site sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les échantillons témoins.

3.1.2.2 EDF

Dans le cadre de l'action nationale « connaissance des impacts liés au plomb d'origine industrielle dans les sols » lancée en 2004 par le ministère chargé de l'environnement, des investigations environnementales ont été réalisées au voisinage du site EDF en mars 2006 par la société Kaliès (rapport n°KA05.10.008).

Les investigations ont compris la réalisation de 15 prélèvements de sol à des profondeurs de 3 cm (sols non remaniés) ou 20 cm (sols remaniés).

Les points de prélèvement ont été placés en dehors de toute influence du trafic routier et des sources industrielles actuelles ou passées émettrices de plomb et de cadmium (industries soumises à autorisation). Deux points témoin ont été implantés dans le sens des vents les plus faibles. Le plan d'échantillonnage a été approuvé par la DREAL. Les échantillons prélevés ont été analysés pour le plomb et le cadmium.

- L'analyse des résultats montre des concentrations en plomb comprises entre 20,3 et 92,5 mg/kg. Deux échantillons présentent des concentrations supérieures au 95^{ème} percentile des valeurs de bruit de fond du NPdC (56,5 mg/kg). Ces concentrations restent toutefois inférieures aux valeurs maximales de bruit de fond (198,1 mg/kg).
- En ce qui concerne le cadmium, à l'exception d'un point (5,7 mg/kg), les concentrations mesurées sont inférieures à 2 mg/kg. A noter que la limite de quantification proposée par le laboratoire dans le cadre de ces prélèvements est supérieure à la valeur maximale de bruit de fond du NPdC (1,36 mg/kg).

En complément des analyses en métaux, des analyses en dioxines et en PCB (PCB et PCB-DL¹) ont été réalisées dans les sols au voisinage du site EDF en 2008. Les prélèvements ont été réalisés par BURGEAP (rapport Ras011347, 08/07/2008). Les résultats d'analyses sont présentés dans la note technique EDF (EDTGG080402 A, 23/10/2008). Les investigations ont consisté en la réalisation de 17 prélèvements de sol superficiel dont 10 en dehors de l'emprise du site.

- Pour les 7 PCB indicateurs, les résultats sont inférieurs au seuil de détection (0,01 mg/kg).
- Concernant les PCDD/F, les concentrations mesurées sont comprises entre 0,7 et 6,1 pg TEQ_{OMS 98}/g. Ces teneurs sont comprises dans la gamme de bruit de fond proposées par le BRGM pour des zones urbaines/industrielles (Cf. paragraphe 7.2.1) ayant connues le fonctionnement d'un incinérateur au-delà des 10 dernières années. A l'exception de 3 points, les concentrations mesurées sont comprises dans la gamme de bruit de fond pour les zones rurales/urbaines n'ayant pas connues d'incinérateur dans les 10 dernières années.
- En ce qui concerne les PCB-DL, les concentrations mesurées sont comprises entre 0,3 et 3,1 pg TEQ_{OMS 98}/g.
- Pour l'ensemble des points, la somme PCDD/F et PCB-DL est également comprise dans la gamme de bruit de fond proposées par le BRGM pour des zones urbaines/industrielles ayant connues le fonctionnement d'un incinérateur au-delà des 10 dernières années.

¹PCB-DL : polychlorobiphényles dioxine-like

3.1.2.3 Saint-Gobain Glass

Comme pour le site EDF, des investigations environnementales ont été réalisées au voisinage du site Saint-Gobain-Glass dans le cadre de l'action nationale sur le plomb. Les investigations ont été menées par la société Kaliès en août 2006 (rapport n°KA06.04.006).

Les investigations ont compris la réalisation de 15 prélèvements de sol à des profondeurs de 3 cm (sols non remaniés) ou 20 cm (sols remaniés). Les points de prélèvement ont été définis selon la même stratégie d'échantillonnage que celle mise en œuvre pour le site EDF. Le plan d'échantillonnage a été validé par la DREAL. Les échantillons prélevés ont été analysés pour le plomb et le cadmium.

- Sur les 15 échantillons prélevés, seul un échantillon présente une concentration en plomb (122 mg/kg) supérieure au 95^{ème} percentile des valeurs de bruit de fond du NPdC (56,5 mg/kg).

Ce point échantillonné en zone agricole est situé dans la zone de faibles retombées atmosphériques liées au site. D'après Kaliès, la teneur de 122 mg/kg MS en plomb mesurée est probablement due aux morceaux de scories ou de charbon observés lors de la phase d'échantillonnage.

- Les concentrations mesurées en cadmium sont toutes inférieures à 2 mg/kg.

Afin de vérifier si la teneur en plomb de 122 mg/kg MS est effectivement liée à la présence de scories, des investigations complémentaires ont été effectuées en avril 2007 (rapport Kaliès N° KA07-03-008). Les investigations ont compris le prélèvement de 3 échantillons de sol : 1 prélèvement de scories dans le champ concerné, 1 prélèvement de sol au niveau d'un autre champ agricole situé dans la zone, 1 prélèvement de sol au niveau de la pâture située à côté du champ concerné.

- Les teneurs en plomb pour les scories et la terre issue de la pâture sont respectivement de 21,9 et 23,5 mg/kg. La teneur mesurée au niveau du champ est de 67 mg/kg, légèrement supérieure au 95^{ème} percentile des valeurs de bruit de fond du NPdC (56,5 mg/kg).

Les résultats de ces investigations ne permettent donc pas de conclure sur l'éventuelle incidence de la présence de scories sur la teneur élevée en plomb (122 mg/kg MS). Par ailleurs, les terres analysées sur la pâture située en limite du premier champ investigué ne présente pas de teneur en plomb supérieure au bruit de fond géochimique. Les teneurs en plomb élevées ne semblent donc pas liées à l'activité de Saint Gobain Glass.

En complément des prélèvements additionnels de sol, des végétaux ont également été prélevés en juillet et août 2007 par Kaliès (rapport N°KA0-03-008, octobre 2007) :

- Des légumes racinaires : carottes et navets,
- Des légumes feuilles : salades et choux,
- Des tubercules : pomme de terre,
- Des épis de maïs.

Ces végétaux ont été analysés pour le plomb.

Les résultats montrent des concentrations mesurées comprises entre < 0,013 et 0,052 mg/kg. Ces concentrations sont inférieures aux valeurs limites réglementaires (règlement CE N°1881/2006).

3.1.2.4 FAD

Dans le cadre de l'action nationale sur le plomb, la FAD s'est vu imposer par arrêté préfectoral la réalisation d'investigations environnementales au voisinage de son site. Un plan d'échantillonnage a été défini en 2005 par la société Kaliès et des investigations ont été menées en 2007. Des investigations complémentaires ont été réalisées en 2010 dans le cadre de la demande de mise à jour de l'étude de risque sanitaire (arrêté préfectoral du 5 novembre 2009).

Les investigations réalisées par la société Kaliès ont compris des prélèvements de sol et leur analyse pour le plomb et le cadmium. 11 points de prélèvement ont été définis, implantés en zone agricole ou en zone sensible.

- L'analyse des résultats montre des concentrations en plomb comprises entre 23 et 180 mg/kg. Quatre échantillons présentent des concentrations supérieures au 95^{ème} percentile des valeurs de bruit de fond du NPdC (56,5 mg/kg). Les concentrations maximales mesurées sont de 120 et 180 mg/kg.
- En ce qui concerne le cadmium, les concentrations mesurées sont comprises entre 0,32 et 0,64 mg/kg, valeurs inférieures au 95^{ème} percentile des valeurs de bruit de fond du NPdC (0,87 mg/kg).

Des investigations complémentaires ont été réalisées en octobre 2010. Elles ont consisté en la réalisation de 3 prélèvements à proximité des points présentant des concentrations élevées en plomb.

- Des concentrations élevées en plomb ont été confirmées : 130 mg/kg, 610 mg/kg et 120 mg/kg.

3.1.2.5 Procyrdhim

Des prélèvements de sol (17 points) pour l'analyse du plomb ont été effectués au voisinage de l'IUOM de Douchy-les-Mines. Ils ont été réalisés par la société GSC en 2006.

- L'analyse des résultats montre des concentrations en plomb comprises entre 29,5 et 3 460 mg/kg. Quatre échantillons présentent des concentrations supérieures à la concentration maximale des valeurs de bruit de fond du NPdC (198,1 mg/kg).

Des prélèvements de sol (5 points) pour l'analyse des dioxines (PCDD/F) et PCB-DL ont également été réalisés au voisinage du site. Les résultats d'analyses ont été fournis par le site pour les années 2008-2010.

- Concernant les PCDD/F, les concentrations sont comprises dans la gamme de bruit de fond proposées par le BRGM pour des zones urbaines/industrielles ayant connues le fonctionnement d'un incinérateur au-delà des 10 dernières années, à l'exception d'une teneur de 23,2 pg I-TEQ/g mesurée en 2008 sur l'emprise du site.
- En ce qui concerne les PCB-DL, les concentrations mesurées sont comprises entre 1 et 5,8 pg I-TEQ/g, également dans la gamme de bruit de fond proposée par le BRGM.

Des prélèvements d'œufs et de lait ont également été réalisés dans le cadre du suivi environnemental du site.

En décembre 2005, 3 prélèvements de lait et 3 prélèvements d'œufs de poule de plein air ont été réalisés dans la zone du panache de l'incinérateur par les services de la DDSV.

- Seul un prélèvement d'œuf effectué à Wavrechain sous Denain fait apparaître un taux de Dioxines¹ (7,09 pg/g MG) supérieur à la norme.

Cet élevage a fait l'objet d'un arrêté préfectoral de non commercialisation des produits avicoles incriminés. L'exploitant a par ailleurs accepté l'électro narcose de son petit troupeau suite à la suspicion d'une auto pollution résultant de brûlages intempestifs dans la prairie servant de parcours aux volatils.

La campagne de surveillance de 2007 a ensuite fait l'objet d'1 prélèvement d'œuf et 1 prélèvement de lait sur la commune de Bouchain.

- Les analyses ont révélé une concentration en Dioxines et PCB-DL dans les œufs de 7,9 pg I-TEQ/g de matière grasse ; les analyses de lait étant « conformes » (moyenne à 3 pg I-TEQ/g MG).

Compte tenu de ces résultats, la DDSV¹ a étendu les contrôles dans un rayon de 3 km autour de l'exploitation incriminée. Deux nouveaux prélèvements de lait et quatre d'œufs ont été réalisés en février

¹ Le terme « dioxines » intègre les PCDD et les PCDF exprimés en I-TEQ.

2008. Les deux analyses d'œufs réalisées sur les exploitations de Roeulx ont révélé des concentrations en Dioxines et PCB-DL de 8.9 et 12.3 pg/g MG. Les exploitations agricoles de Bouchain et de Roeulx se sont vues notifier l'interdiction de tout commerce de poules et d'œufs par arrêté préfectoral.

Deux prélèvements d'œufs à Escaudain et Douchy-les-Mines ont par ailleurs révélé des concentrations anormalement élevées en Dioxines et PCB-DL (respectivement 92 pg I-TEQ/g MG et 73 pg I-TEQ/g MG). L'inspection des installations classées, ayant visité les exploitations concernées, n'a pu mettre en évidence d'origine évidente de la contamination des œufs pour l'exploitation d'Escaudain. Cependant, il est apparu clairement la mise en œuvre de mauvaises pratiques d'élevage (dispersion de cendre dans le poulailler et brûlage à l'air libre à proximité du parcours des animaux) pouvant expliquer les taux élevés en polluants mesurés dans les œufs prélevés à Douchy-les-Mines. Ces deux exploitations ont fait l'objet d'un arrêté préfectoral de non commercialisation des produits avicoles.

Les résultats de concentrations dans les sols et les œufs sont reportés sur la carte en annexe 1.

3.2 Les eaux

3.2.1 Le contexte hydrologique

3.2.1.1 Les Cours d'eau

Le secteur d'étude se trouve dans le bassin versant de l'Escaut qui s'étend sur 22 100 km² en France, en Belgique et aux Pays-Bas.

Les principaux cours d'eau présents dans le secteur d'étude sont :

- *l'Escaut* : d'une longueur de 355 km, il prend sa source au nord de Saint-Quentin, dans l'Aisne, à environ 50 km au sud de la zone d'étude, et se jette en Mer du Nord, au Pays-Bas. Il s'écoule du sud-ouest vers le nord-est ;
- *la Scarpe*, un affluent de l'Escaut. D'une longueur de 112 km, elle prend sa source à Berles-Monchel, à environ 50 km à l'ouest de la zone d'étude et se jette à Mortagne-du-Nord, près de la frontière franco-belge. Elle s'écoule de l'ouest vers le nord-est ;
- les affluents de l'Escaut qui sont d'amont en aval :
 - *la Sensée* de 27 km de long qui rejoint l'Escaut à Bouchain,
 - *la Selle* de 46 km de long qui se jette dans l'Escaut à Denain,
 - *l'Écaillon* de 32 km de long qui se jette dans l'Escaut à Prouvy.

3.2.1.2 La qualité des eaux de surface

Jusqu'en 2006, les réseaux de connaissance générale de la qualité étaient constitués des réseaux suivants :

- le réseau national de bassin (RNB),
- le réseau complémentaire de bassin (RCB).

Ces réseaux ont évolué en 2007 afin de répondre aux exigences de la Directive Cadre Européenne (DCE) sur l'Eau en matière de surveillance des milieux.

En effet, pour suivre l'évolution de l'état des eaux au cours des plans de gestion et les résultats obtenus par la mise en œuvre des mesures, la DCE demande que les Etats membres conduisent des programmes de surveillance de l'état des eaux (article 8).

¹ DDSV : Direction départementale des services vétérinaires, désormais intégrées dans les directions départementales de la cohésion sociale et de la protection des populations (DDCSPP).

Ces programmes doivent permettre de dresser un tableau cohérent et complet de l'état des eaux au sein de chaque district hydrographique.

Les réseaux ont donc évolué pour constituer :

- le réseau de surveillance des cours d'eau,
- le réseau de contrôle opérationnel.

Aux côtés de ces réseaux de surveillance DCE, deux autres réseaux répondant à des besoins plus « locaux » ont été maintenus :

- le réseau historique Artois-Picardie (RHAP) regroupe les stations des anciens réseaux RNB et RCB n'ayant pas été reprises dans le cadre des réseaux DCE,
- le réseau homogène de mesures de l'Escaut (RHME) est un réseau transfrontalier qui permet d'apprécier la qualité du fleuve, de sa source en France à son estuaire aux Pays-Bas.

La maîtrise d'ouvrage des réseaux de surveillance DCE est, d'une manière générale, assurée par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie pour la physico-chimie et la chimie, les DREAL Nord Pas-de-Calais et Picardie pour les invertébrés et les diatomées et l'ONEMA pour les poissons.

La surveillance de la qualité des eaux de l'Escaut et de ses affluents et de celles de la Scarpe au niveau du secteur étudiée est assurée par les stations de mesures suivantes :

- Escaut :
 - Station de Neuville-sur-Escout (n°013000), située en amont de Denain,
 - Station de Rouvignies (n°014000), située en aval de Denain,
- Sensée, Station de Bouchain (n°024000), située en amont de la confluence avec l'Escaut,
- Selle, station de Noyelles-sur-Selle (n°027000), située en amont de la confluence avec l'Escaut,
- Ecaillon, station de Thiant (n°028000), située en amont de la confluence avec l'Escaut,
- Scarpe :
 - Station de Marchiennes (n°040000),
 - Station de Nivelle (n°041000), aval de Saint-Amand-les-Eaux.

Depuis 2000, les classes de qualité de l'eau sont définies par l'outil SEQ-Eau (Système d'Evaluation de la Qualité de l'Eau), qui permet d'évaluer la qualité de l'eau (physico-chimique, bactériologique) et son aptitude à satisfaire les fonctions naturelles des milieux aquatiques et les usages de l'eau.

L'état physico-chimique est l'appréciation d'une eau réalisée à partir de quatre éléments de qualité (bilan de l'oxygène, température, nutriments, acidification), et de 9 composés spécifiques (4 métaux et 5 pesticides). L'état physico-chimique comporte cinq classes d'état : très bon, bon, moyen, médiocre et mauvais.

La qualité des eaux pour l'année 2007 est présentée sur la carte suivante (source : Agence de l'Eau Artois-Picardie).



Figure 7 : Qualité des eaux de surface (année 2007)

Cette carte montre une qualité des eaux passable à mauvaise. La qualité moyenne des eaux est dégradée dès l'amont de la zone d'étude et n'apparaît pas ou peu impactée par les activités humaines au sein de la zone d'étude (pas ou peu de dégradation par rapport à l'amont).

Par ailleurs, la carte ci-après retranscrit la qualité des eaux de baignade (saison 2011) dans le Nord Pas de Calais :

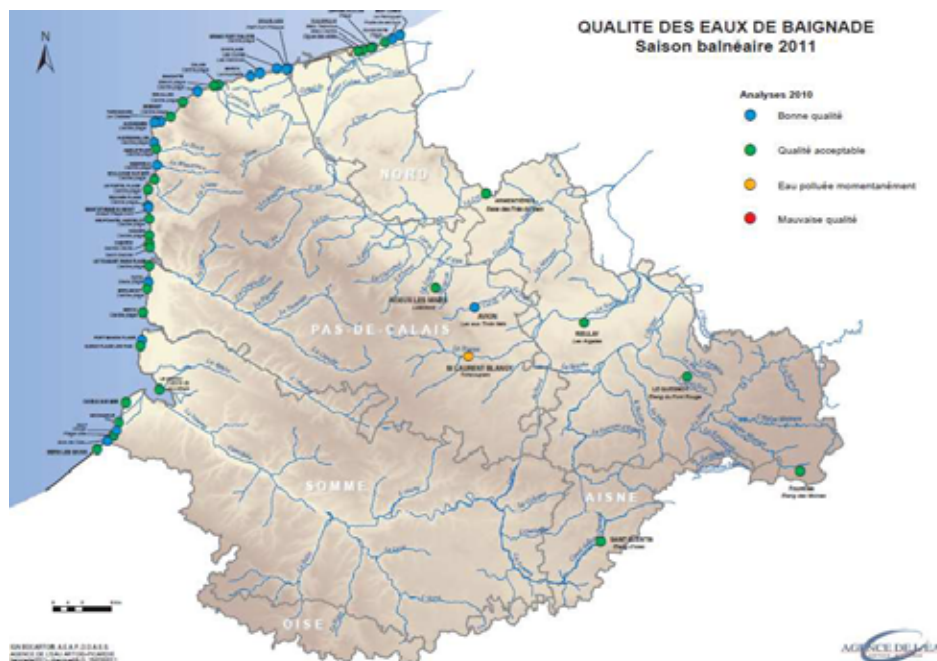


Figure 8 : Qualité des eaux de baignade (Source : AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE)

Les eaux de baignade sur la zone d'étude peuvent être jugées de bonne qualité.

3.2.1.3 Le SDAGE

Le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) est un document de planification décentralisé qui définit, pour une période de six ans, les grandes orientations pour une gestion équilibrée de la ressource en eau ainsi que les objectifs de qualité et de quantité des eaux à atteindre. Il est établi en application de l'article L.212-1 du code de l'environnement.

Le SDAGE Artois-Picardie a été adopté le 16 octobre 2009. Ce document fixe les grandes orientations en matière de la politique de l'eau pour la période 2010-2015 sur le bassin Artois-Picardie. Il intègre les obligations définies par la directive européenne sur l'eau ainsi que les orientations du Grenelle de l'environnement pour un bon état des eaux d'ici 2015. Il remplace le SDAGE de 1996.

Les orientations fondamentales et les dispositions de ce nouveau SDAGE sont les suivantes :

- Continuer la réduction des apports ponctuels de matières polluantes classiques dans les milieux,
- Maîtriser les rejets par temps de pluie en milieu urbain par des voies alternatives (maîtrise de la collecte et des rejets) et préventives (règles d'urbanisme notamment pour les constructions nouvelles),
- Diminuer la pression polluante par les nitrates d'origine agricole sur tout le territoire,
- Adopter une gestion des sols et de l'espace agricole permettant de limiter les risques de ruissellement, d'érosion, et de transfert des composés,
- Améliorer la connaissance des substances dangereuses,
- Conduire les actions de réduction à la source et de suppression des rejets de substances toxiques,
- Assurer la protection des aires d'alimentation des captages d'eau potable.

Le SDAGE a fixé comme objectif que 50 % des cours d'eau doivent être en bon état écologique d'ici 2015. Plus spécifiquement pour les cours d'eau du secteur étudié, le SDAGE a fixé :

- Pour l'Escaut, un bon état chimique pour 2027 et un bon état écologique potentiel pour 2021,
- Pour la Sensée, un bon état chimique pour 2027 et un bon état écologique pour 2027,
- Pour l'Ecaillon et la Selle, un bon état chimique pour 2027 et un bon état écologique pour 2015,

Pour la Scarpe, un bon état chimique pour 2027 et un bon état écologique potentiel pour 2027.

3.2.1.4 Les usages des eaux de surface

Aucune zone de baignade n'est recensée sur l'Escaut et ses affluents (Source : www.baignades.sante.gouv.fr). En revanche, une zone de baignade est recensée sur un plan d'eau localisé à Rieulay. Des activités telles que la voile et le canoë-kayak y sont également pratiquées. Ce plan d'eau est alimenté par les eaux souterraines.

D'après l'Agence de l'eau Artois-Picardie, aucun club de canoë-kayak n'est présent sur la zone d'étude. La pratique du canoë-kayak est cependant réalisée sur la Scarpe à Saint-Amand-Les-Eaux, en limite nord-est de la zone d'étude (Source : eteennord.fr).

D'après la Fédération de Pêche du Nord, plusieurs associations agréées de pêche et de pisciculture sont présentes sur le secteur d'étude.

D'après le SDAGE du Bassin Artois Picardie, aucun captage d'eau de surface pour l'alimentation en eau potable n'est effectué sur l'Escaut et ses affluents.

3.2.2 Le contexte hydrogéologique

3.2.2.1 Les eaux souterraines

Plusieurs aquifères sont présents au droit du secteur étudié. Depuis la surface, les aquifères rencontrés sont les suivants :

- **les alluvions de l'Escaut et de ses affluents** : cette nappe est souvent confondue avec celle de la craie. Si le réservoir crayeux est captif, les horizons aquifères sont superficiels et de faible puissance. L'importance de cette nappe est donc secondaire ;
- **la nappe des sables tertiaires** : peu exploitée en raison de débits très faibles ne dépassant jamais quelques m³/h, elle est souvent contaminée ;
- **la nappe de la craie du Sénonien et du Turonien supérieur** : sous le coup d'une exploitation intensive, cette nappe qui coule vers le nord-ouest du secteur est libre sur la plus grande partie de la zone d'étude, devenant captive au nord, sous le recouvrement tertiaire du bassin d'Orchies. Son alimentation est assurée sur la vaste zone où elle est libre, qui dépasse largement les limites du secteur d'étude. Son substratum imperméable est constitué des marnes du Turonien moyen sous-jacentes ou de la craie compacte plus profonde ;
- les aquifères du Turonien moyen ou du Cénomaniens sont peu importants ;
- les formations albienne et wealdienne contenaient de l'eau à l'origine, épuisée par les vidanges des poches non réalimentées pendant l'exploitation des mines ;
- les terrains primaires : ils contiennent des nappes, en particulier les calcaires du Carbonifère, mais en raison de leur profondeur, les eaux y sont trop minéralisées pour être exploitées. La nappe des calcaires carbonifères est alimentée par les affleurements situés dans le secteur de Peruwelz en Belgique. Surexploitée dans la région de Pecq-Roubaix, elle l'est beaucoup moins dans les régions de Leuze et de Peruwelz (en Belgique). Cet aquifère, qui fonctionne selon un régime karstique, est isolé de la nappe de la craie par les marnes du Turonien inférieur. Au nord de la Scarpe, les terrains carbonifères affleurent directement sous le Crétacé. Le calcaire s'enfonce ensuite progressivement vers le sud pour atteindre 1 500 m de profondeur dans la région d'Aniche. Il s'agit d'une nappe captive et artésienne (dont le niveau statique est supérieur au niveau topographique) dont la pression est supérieure à celle de la nappe de la craie et des sables du Landénien au niveau de Saint Amand les Eaux (nord-est du secteur d'étude). A la faveur d'une ou plusieurs failles actives profondes, ceci a pour conséquence une drainance verticale ascendante très localisée des eaux du Carbonifère vers la nappe de la craie et celle des sables sus-jacents. Ces résurgences ponctuelles ont donné naissance au site hydrothermal et minéral de Saint Amand les Eaux. Au niveau du secteur d'étude, situé au sud de Saint Amand les Eaux, ces résurgences sont négligeables.

Il apparaît que **la seule nappe d'importance régionale soit la nappe de la craie**, jointe à celle des alluvions lorsqu'elle est libre. L'absence de protection de l'aquifère par des terrains imperméables sus-jacents sur une grande partie du secteur rend cette nappe très vulnérable à une pollution de surface, vulnérabilité d'autant plus critique que de nombreux captages tant d'alimentation en eau potable qu'industrielle ou agricole sont présents sur ces zones non protégées. Lorsque la nappe de la craie est protégée, par les argiles de Louvil notamment, les risques de contamination de celle-ci sont moindres, mais demeurent en raison de la communication entre la nappe captive et la zone de recharge, partie libre de la nappe.

La nappe des calcaires carbonifères a été très exploitée de chaque côté de la frontière franco-belge (notamment dans l'agglomération lilloise), et fournit des eaux hydrothermales à Saint Amand les Eaux, au nord-est de la zone d'étude. Cependant, cette **nappe est peu exploitée au droit du secteur d'étude et peu vulnérable du fait de l'imperméabilité des terrains sus-jacents**. En conséquence, les communications entre cet aquifère et celui de la craie sont négligeables au droit de la zone d'étude et les risques de contamination sont probablement faibles.

Les cartes piézométriques éditées par l'Agence de l'Eau Artois-Picardie pour les années de référence des basses eaux de 1997 et des hautes eaux de 2001 indiquent que le sens d'écoulement de la nappe de la Craie dans la zone d'étude est globalement orienté du sud vers le nord.

3.2.2.2 La qualité des eaux souterraines

Afin d'acquérir une connaissance suffisante de l'état des eaux souterraines, il a été décidé de constituer des réseaux patrimoniaux d'observation des eaux souterraines, "piézométrie" pour les aspects quantitatifs et "physico-chimie" pour les aspects qualitatifs.

Le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable a confié aux Agences de l'Eau la mise en œuvre, la maîtrise d'ouvrage et le financement de ces nouveaux réseaux dits "patrimoniaux" d'acquisition de données sur les eaux souterraines (lettre du 28 août 1996). Dans le Bassin Artois-Picardie, ces deux réseaux ont été mis en place en 1997. Ces réseaux ont évolué en 2007 pour s'adapter aux exigences européennes de la Directive Cadre sur l'Eau.

Au total, 186 points de mesure sont suivis au niveau régional, avec au minimum deux prélèvements annuels. Ces points sont, soit des captages d'eau potable, soit des points d'émergence des nappes (sources) ou des captages particuliers (forages industriels ou d'irrigation).

Le réseau de contrôle opérationnel de l'état chimique des eaux souterraines doit permettre de connaître l'état chimique des masses d'eaux souterraines risquant de ne pas atteindre les objectifs de bon état, de déterminer toute tendance à la hausse de la concentration d'un quelconque polluant, d'évaluer l'efficacité du programme des mesures.

Par ailleurs, dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux destinées à l'alimentation en eau potable, les Agences Régionales de Santé procèdent à de nombreuses analyses sur les eaux brutes des captages ainsi que sur les eaux distribuées.

L'Agence de l'Eau complète ces suivis en finançant des réseaux complémentaires départementaux dont les programmes sont définis annuellement avec les Agences Régionales de Santé.

Le Portail national d'Accès aux Données sur les Eaux Souterraines ADES rassemble sur un site Web public l'ensemble des données quantitatives et qualitatives relatives aux eaux souterraines.

Cinquante-cinq ouvrages présents au droit de la zone d'influence sont recensés dans ADES. Ils sont implantés sur les communes d'Abscon, Escaudin, Louches et Somain et captent la nappe de la Craie.

Parmi ces ouvrages, 21 sont référencés comme « qualitomètre et piézomètre » et 34 ouvrages comme « qualitomètre ».

Les substances ou familles de substances suivies lors des mesures de qualité de la nappe sont :

- les paramètres physico-chimiques : pH, conductivité ;
- les ETM¹ (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, zinc) ;
- les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes) ;
- les principaux ions : ammonium, chlorures, cyanures, nitrates, nitrites, sulfates ... ;
- les HAP² : anthracène, fluoranthène, benzo(a)pyrène... ;
- les COHV³ : bromoforme, chloroforme, tétrachloroéthylène, ... ;
- d'autres paramètres comme l'indice phénol.

Les résultats détaillés des mesures sont disponibles sur le site internet de l'ADES (www.ad.es.eaufrance.fr). Le tableau ci-après synthétise les principaux résultats.

¹ ETM : Eléments Traces Métalliques

² HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

³ COHV : Composés Organiques Halogénés Volatils

Tableau 2 : Synthèse des résultats de la qualité des eaux souterraines

Paramètre	Unité	Concentration	Valeur de référence
		médiane	
Nickel	µg/l	11	20**
Chrome	µg/l	10	50*
Plomb	µg/l	10	50*
Zinc	µg/l	20	5 000*
Cuivre	µg/l	10	2 000**
Arsenic	µg/l	2	100*
Mercure	µg/l	1	1*
Cadmium	µg/l	10	5*
Benzène	µg/l	0,5	1**
Toluène	µg/l	1	700***
Ethylbenzène	µg/l	1	300***
Xylène	µg/l	1,5	500***
Dichlorométhane	µg/l	0,93	20***
Tétrachloroéthylène	µg/l	0,7	10**
Trichloroéthylène	µg/l	0,5	
Indice Hydrocarbure	mg/l	0,1	1**
Naphtalène	µg/l	0,32	pdv
Benzo(a)pyrène	µg/l	0,01	0,01*

*Arrêté du 11 janvier 2007 - Annexe II : limites de qualité des eaux brutes utilisées pour la production d'eau potable, à l'exclusion des eaux de sources conditionnées

**Arrêté du 11 janvier 2007 - Annexe I : limites et références de qualité des eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux conditionnées

***OMS, 2008 "Guidelines for Drinking-Water Quality", 3^{ème} édition (incluant le 1^{er} et le 2^{ème} addenda)

L'analyse de ce tableau indique que les eaux souterraines rencontrées sur les communes d'Abscon, Escaudin, Louches et Somain présentent ponctuellement des teneurs en ETM, COHV, BTEX, HAP et hydrocarbures supérieures aux valeurs limite de potabilité ou de potabilisation. Les concentrations médiane en ces composés restent toutefois inférieures à ces valeurs, à l'exception de celles en cadmium (10 µg/l vs 5 µg/l).

Sur la commune de Somain, depuis avril 2004, l'ensemble des composés inorganiques et métalliques sont inférieurs aux limites de quantification du laboratoire, tant au niveau des piézomètres que du forage AEP.

Le suivi piézométrique assuré par la société Saint Gobain Glass sur la commune d'Emerchicourt montre des concentrations en plomb inférieures à la limite de quantification du laboratoire, à savoir 5 µg/l. Le cuivre, nickel et zinc, détectés sur les eaux souterraines restent toutefois à des concentrations inférieures aux valeurs de référence.

3.2.2.3 L'usage des eaux souterraines

D'après les informations disponibles auprès de l'Agence de l'Eau Artois Picardie et de la base de données Infoterre du BRGM, environ 1000 ouvrages captant les nappes souterraines sont recensés au droit de la zone d'étude.

Une centaine des ouvrages recensés sont non exploités, rebouchés ou ne sont plus accessibles. Les autres ouvrages sont exploités pour les usages répertoriés dans le tableau suivant.

Tableau 3 : Usages des eaux souterraines

Usage	Nombre d'ouvrages exploités
Alimentation en eau potable	52
Alimentation en eau industrielle	75
Alimentation en eau agricole	35
Puits privé	215
Pompe à chaleur	1
Piézomètre ou qualitomètre	204
Usage non déterminé	305

Les profondeurs d'eau atteintes indiquent que les ouvrages captent principalement la nappe de la Craie.

Il est à noter que la protection des masses d'eau souterraine et des captages est inscrite dans le 9ème programme d'interventions de l'Agence de l'Eau Artois Picardie.

Par ailleurs, en 2008, plus de 100 000 mesures ont été réalisées dans le Nord Pas de Calais. Dans le cadre du contrôle sanitaire, les prélèvements et les analyses des eaux destinées à la consommation humaine sont réalisés par un laboratoire agréé par le ministère de la santé, en l'occurrence, dans la région, par l'institut Pasteur de Lille (IPL).

3.3 L'air

La surveillance de la qualité de l'air dans le Nord-Pas-de-Calais est assurée par ATMO Nord-Pas-de-Calais (ATMO NPDC). Les missions d'ATMO NPDC consistent à :

- évaluer, surveiller, étudier et prévenir les phénomènes de pollution atmosphérique ;
- informer en permanence sur l'état de la qualité de l'air et avertir en cas d'épisode de pollution atmosphérique ;
- sensibiliser sur les enjeux et l'influence des comportements sur la qualité de l'air.

ATMO NPDC dispose de 45 stations de mesure en continu et de 4 unités mobiles. La surveillance de la qualité de l'air s'appuie également sur la mise en œuvre de moyens de modélisation. Plus d'une trentaine de composés sont surveillés. Les principaux sont le dioxyde de soufre (SO₂), les oxydes d'azote (NO et NO₂), l'ozone (O₃), le monoxyde carbone (CO), les particules en suspension, les métaux/métalloïdes (plomb, mercure, arsenic, cadmium, nickel, zinc, manganèse...), les Composés Organiques Volatils (COV), les dioxines, les pesticides et les pollens.

3.3.1 Les stations de mesure en continu

Deux stations de mesure en continu sont présentes sur la zone d'influence :

- la station de Denain, station urbaine : elle mesure les oxydes d'azote (NO_x), le dioxyde de soufre (SO₂), l'ozone (O₃) et les particules de diamètres inférieures à 10 µm (PM₁₀) ;
- la station d'Hornaing, station industrielle : elle mesure les PM₁₀. Cette station en fonctionnement depuis avril 2008 a été implantée à proximité de la SNET, centrale thermique d'Hornaing afin d'évaluer l'impact de son activité sur la qualité de l'air.

Une station était également implantée à Somain mais elle a été arrêtée en 2009. Elle mesurait les NO_x, le SO₂ et les PM₁₀.

Les résultats des mesures réalisées au niveau de ces 3 stations pour les années 2005-2009 par ATMO NPDC sont synthétisés dans le tableau ci-après.

Les concentrations de pollution de l'air sont réglementées pour un certain nombre de composés. On distingue 5 niveaux de valeurs qui sont reprises dans l'article R221.1 Code de l'environnement. On distinguera plus particulièrement :

- **la valeur limite pour la protection de la santé** : niveau de concentration à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser, et fixé sur la base des connaissances scientifiques afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou l'environnement dans son ensemble.
- **L'objectif de qualité** : niveau de concentration à atteindre à long terme et à maintenir, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble.

Tableau 4 : Qualité de l'air au niveau des stations de Denain, Hornaing et Somain (années 2005-2009) en moyenne annuelle

Composés	Année	Concentration moyenne annuelle (µg/m ³)				
		Valeur limite	Objectif de qualité	Station de Denain	Station d'Hornaing	Station de Somain
NO _x	2005	40	40	24	-	19
	2006			23	-	18
	2007			27	-	20
	2008			24	-	20
	2009			-	-	-
SO ₂	2005	125 (Centile 99,2 : à partir des valeurs moyennes horaires)	50	4	-	-
	2006			3	-	4
	2007			3	-	3
	2008			3	-	3
	2009			2	-	-
O ₃	2005	-	120 (en moyenne sur 8h)	33	-	-
	2006			42	-	-
	2007			40	-	-
	2008			45	-	-
	2009			44	-	-
PM ₁₀	2005	40 µg/m ³ . en moyenne annuelle 50 µg/m ³ en moyenne journalière à ne pas dépasser plus de 35 jours par an.	30	20	-	22
	2006			21	-	19
	2007			31 ^(*)	-	31
	2008			28	27 ^(**)	27
	2009			28	30	-

^(*) Depuis 2007, la fraction volatile des particules est mesurée. Ceci se traduit par une augmentation des niveaux de poussières en suspension par rapport aux années précédentes.

^(**) D'avril à décembre

Ce tableau montre que les objectifs de qualité et les valeurs limites sont respectés pour les NO_x et le SO₂ au niveau des 2 stations mesurant ce paramètre. Par ailleurs, le seuil d'information pour ces 2 composés (200 et 300 µg/m³ respectivement, moyennes horaires), défini par l'arrêté interdépartemental Nord-Pas-de-Calais du 26 mai 1997 modifié et repris du code de l'environnement l'article R221.1, n'a jamais été dépassé. Pour les poussières (PM₁₀), la valeur limite est respectée en moyenne annuelle. On observe que la station d'Hornaing n'atteint pas les 35 dépassements autorisés pour l'année 2008 ni pour l'année 2009. Ce résultat est proche de celui de la station de Denain.

En revanche l'objectif de qualité a été légèrement dépassé en 2007 pour les stations de Denain et de Somain. Le seuil d'information et de recommandation (80 µg/m³, moyenne journalière) est également dépassé (58 h à Denain et 101 h à Hornaing en 2009 et 66 h à Somain en 2008). Des dépassements du seuil d'alerte (125 µg/m³, moyenne journalière) ont également été observés au niveau des stations de Denain et de Somain mais uniquement en 2007 (11 et 8 h respectivement).

A noter que, pour les années 2008 et 2009, les mesures en poussières effectuées au niveau de la station d'Hornaing montrent qu'aucune influence des émissions de la SNET n'a été observée, que ce soit ponctuellement en période de fonctionnement de la centrale ou bien sur les niveaux de fond moyens¹.

En ce qui concerne l'ozone, la concentration moyenne annuelle mesurée à Denain est de l'ordre de 40 µg/m³. L'objectif de qualité a été dépassé chaque année, on observe 13 dépassements en 2009 (contre 17 en 2008 et 22 en 2007). Des dépassements du seuil d'information (180 µg/m³) ont été notés en 2006 (11 heures) et 2007 (6 heures). Aucun dépassement du seuil d'alerte (1^{er} seuil : 240 µg/m³, 3 h consécutives) n'a en revanche été observé.

3.3.2 Les stations mobiles

Outre les mesures en continu, ATMO NPDC réalise des campagnes de mesures à l'aide de ces stations mobiles. Sur la zone d'étude, plusieurs études ont été réalisées. Elles sont synthétisées dans les paragraphes ci-après.

3.3.2.1 Campagnes d'évaluation de la qualité de l'air à Hornaing (2006)²

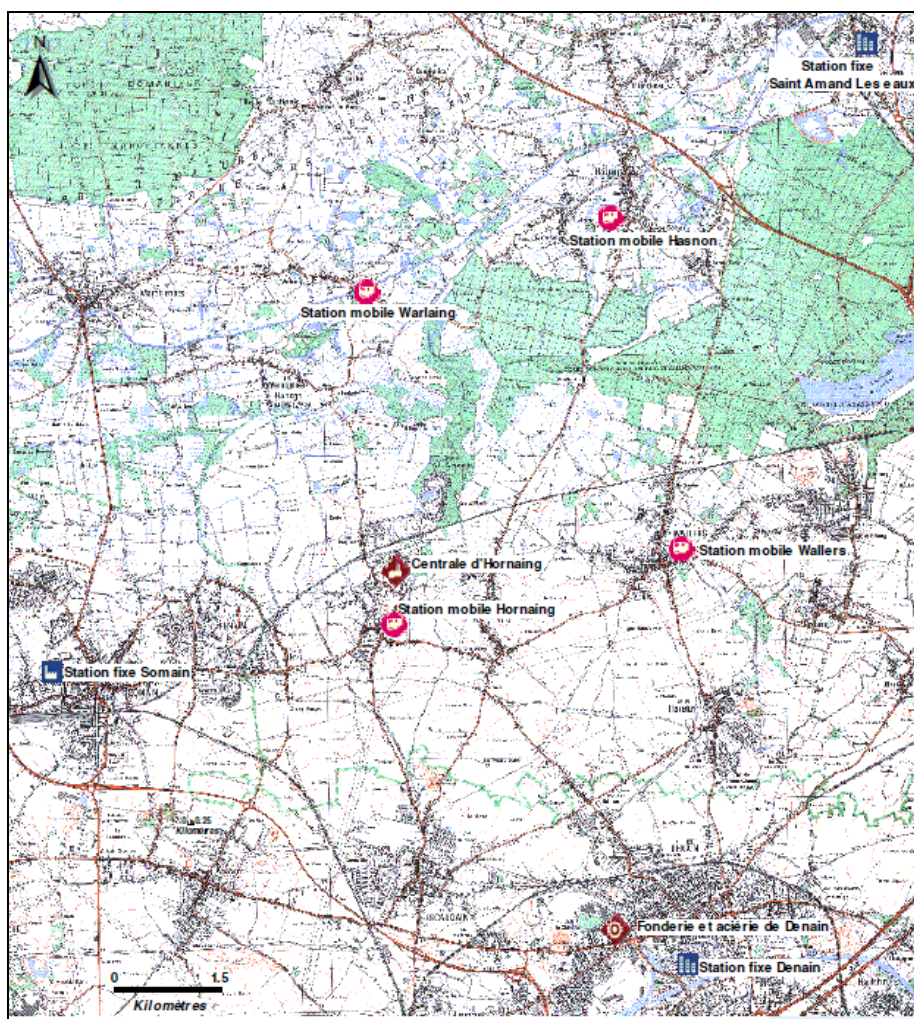
Le secteur d'Hornaing dispose d'une station de mesure en continu. Cette station industrielle en fonctionnement depuis avril 2008, a été implantée à proximité de la SNET, centrale thermique d'Hornaing, afin d'évaluer l'impact de son activité sur la qualité de l'air. Elle mesure les PM₁₀.

Préalablement à l'installation de cette station, une campagne de mesure a été menée par ATMO NPDC afin de déterminer l'emplacement le plus approprié pour la mise en place de la station. La campagne a été réalisée en 2006. Les mesures ont été effectuées sur la commune de Hornaing (au sud de la centrale), sur la commune de Hasnon (au nord-est), sur celle de Warlaing (au nord) et sur celle de Wallers (à l'est).

La localisation des points de mesure est présentée sur la figure suivante.

¹ ATMO NPDC – Rapport d'étude N°03-2010-CL.

² ATMO NPDC, rapport d'études N°07-2006-IC.



Source : Atmo NPDC

Figure 9 : Localisation des points de mesure – campagne ATMO Nord-Pas-de-Calais, 2006

Les résultats de cette campagne de mesure sur les 4 stations mobiles ainsi que sur les stations fixes d'Hornaing, de Denain et de Somain sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 5 : Qualité de l'air – secteur d'Hornaing

Stations	Hornaing (fixe) 2009	Somain (fixe) 2006	Denain (fixe) 2006	Hornaing (mobile) 2006	Hasnon (mobile) 2006	Warlaing (mobile) 2006	Waller (mobile) 2006
Concentration moyenne ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)							
SO ₂	-	4	2-3	-	7	-	3
NO ₂	-	12-19	18-23	15	16	18	20
Poussières en suspension ⁽¹⁾	30	19-20	19-23	19	20	-	18
Benzène	-	-	-	-	0,2	-	-
Toluène	-	-	-	1,6	1,2	-	1,5
m,p-xylènes	-	-	-	0,6	0,3	-	0,8
o-xylène	-	-	-	0,2	0,2	-	0,12
Concentration moyenne (ng/m^3)							
Arsenic	-	0,64-0,81	0,6	0,4	0,58	0,62	0,59
Cadmium	-	0,34-0,49	0,46	0,24	0,29	0,34	0,35
Plomb	-	14,46-16,16	18,49	11,71	13,32	16,16	16,32
Nickel	-	2,31-4,12	3,29	3,06	3,87	2,31	2,31
Chrome	-	4,2-5,65	2,43	2,23	2,43	2,15	2,32
Cuivre	-	9,47-12,22	13,33	7,8	7,35	6,99	8,57
Manganèse	-	6,75-7,66	14,11	9,61	11,09	8,13	11,45
Zinc	-	50,41-52,93	67,61	46,53	59,67	51,63	54,18

⁽¹⁾ Depuis 2007, la fraction volatile des particules est mesurée. Ceci se traduit par une augmentation des niveaux de poussières en suspension depuis cette date.

D'après ATMO NPDC, les résultats des mesures montrent une influence de la SNET sur les concentrations en SO₂ mesurées à Hasnon. En revanche, aucun lien ne peut être strictement établi entre les rejets de la centrale et les concentrations de NO₂ et poussières en suspension lors de la campagne de 2006.

En ce qui concerne les BTEX, les teneurs mesurées par les stations mobiles sont bien inférieures à celles mesurées par la station fixe de Valenciennes (benzène : 0,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, toluène : 7,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, m,p-xylène : 3,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, o-xylène : 1,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). La station de Valenciennes de typologie trafic subit très justement les émissions liées à la circulation routière. Les taux mesurés par cette station sont donc logiquement plus élevés que ceux mesurés par les stations mobiles, situées à une distance plus éloignée des axes routiers.

Concernant les métaux, les niveaux relevés pendant la campagne de mesure atteignent la même gamme de valeurs que les autres sites régionaux (Evin Malmaison et Béthune).

3.3.2.2 Campagnes d'évaluation de la qualité de l'air à Douchy-les-Mines, Denain et Neuville sur l'Escaut (2005-2011)¹ :

En 2005, Atmo NPDC s'est vu confié par le SIAVED (Syndicat Inter-Arrondissement de Valorisation et d'Elimination des Déchets), propriétaire de l'unité d'incinération d'ordures ménagères (UIOM) de Douchy-les-Mines, une étude préalable à la mise en place et à l'exploitation d'un dispositif de surveillance de la qualité de l'air dans l'environnement de l'installation.

Des campagnes de mesures ont été réalisées entre 2005 et 2011. Ces campagnes se sont déroulées en plusieurs phases afin de couvrir différentes saisons et conditions sur 3 sites de mesures : 2 unités mobiles sur Douchy-les-Mines et Neuville-sur-Escout, complétées par la station fixe de Denain. Ces points sont localisés sur la figure ci-après.

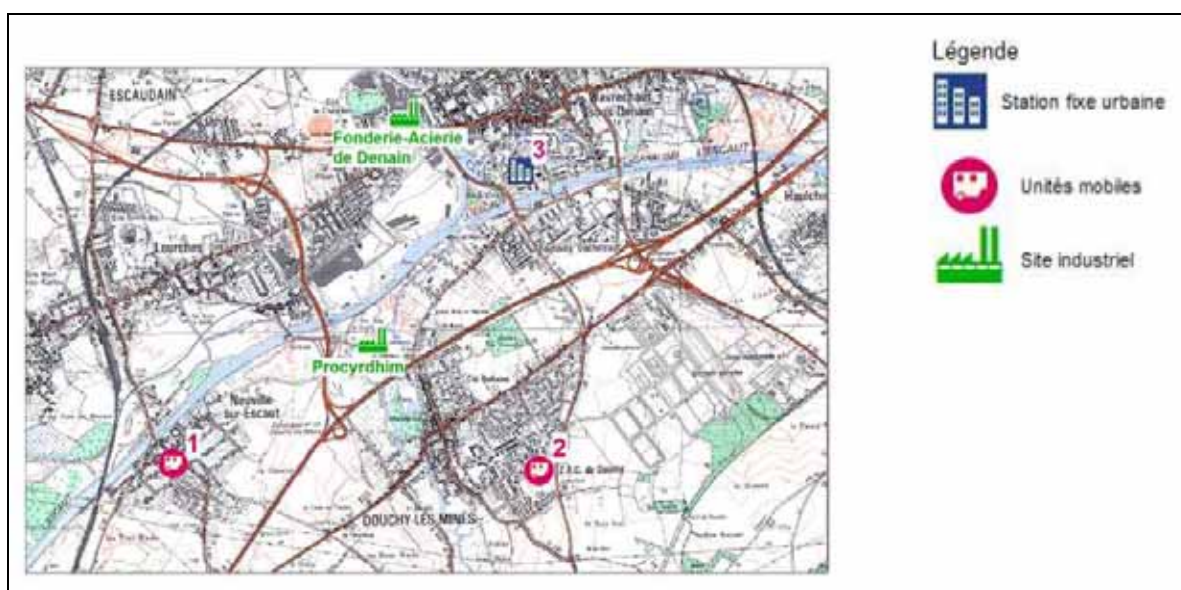


Figure 10 : Localisation des points de mesures

Les composés mesurés lors de ces campagnes sur les 3 stations sont présentés dans le tableau ci-dessous. Seuls les résultats de la dernière campagne² (hors BTEX) sont reportés dans le tableau suivant. Les résultats pour les autres campagnes sont reportés en Annexe 2.

Tableau 6 : Concentrations moyennes mesurées sur le secteur de Denain

Composés	Stations		
	Denain (fixe)	Douchy-les-Mines (mobile)	Neuville-sur-Escout (mobile)
	µg/m ³		
SO ₂	1	2	1,5
NO ₂	-	33	24
NO	-	9	11,5

¹ ATMO NPDC – Rapports d'études N°07-2006-TD, N°3/2006/AF, N°1/2006/AF, N°02-2009-TD et N°04-2010-TD.

² RAPPORT D'ÉTUDE N°02/2012/FB - Campagne station mobile sur les communes de Douchy-les-Mines, Neuville-sur Escout et Denain - 2011

Composés	Stations		
	Denain (fixe)	Douchy-les-Mines (mobile)	Neuville-sur-Escaut (mobile)
Ozone	43	36,5	35,5
Poussières en suspension	31	29	32
Benzène ⁽¹⁾	-	1,1	1
Toluène ⁽¹⁾	-	2,6	3,1
Ethylbenzène ⁽¹⁾	-	0,3	0,4
Xylènes ⁽¹⁾	-	1,8	4,5
	ng/m ³		
Arsenic	0,6	0,4	0,5
Cadmium	0,4	0,3	0,3
Plomb	19,4	9,2	10,6
Nickel	2,7	1,5	3
Chrome	5,5	2,8	7,9
Cuivre	9,8	8,1	8,6
Manganèse	9,5	9,9	15,4
Zinc	60,2	51,2	129,5
Mercure	ND	ND	ND

⁽¹⁾BTEX uniquement mesurés lors de la campagne de 2005-2006.

Lors de la campagne 2005-2006, les résultats ont montré des niveaux moyens modérés pour tous les polluants classiques, à l'image de ceux que l'on rencontre habituellement en milieu urbain. Comme pour l'ensemble des autres stations fixes, les 3 stations de mesure de la zone d'étude ont enregistré des niveaux en ozone plus importants en période estivale et des concentrations en polluants urbains en hausse en hiver : en raison des conditions météorologiques particulières, du chauffage urbain accru et du trafic automobile plus dense, les oxydes d'azotes et les poussières en suspension voient leurs teneurs augmenter en période hivernale.

Les seuls dépassements des valeurs réglementaires lors de cette campagne concernent les poussières en suspension lors de la deuxième phase. Ces dépassements ne sont pas propres à la zone et ont eu lieu sur l'ensemble des stations fixes en raison de conditions météorologiques propices à l'accumulation des polluants.

Plusieurs influences industrielles ont pu être mises en évidence au cours de la campagne 2005-2006, sous forme de pics de polluants ponctuels sous certains régimes de vents. Cette remarque s'applique au dioxyde de soufre, à l'éthylbenzène, aux xylènes et aux ETM (métaux/métalloïdes).

En ce qui concerne le dioxyde de soufre, les résultats de mesure n'ont permis ni de déterminer une source fixe industrielle de manière récurrente, ni de montrer clairement l'influence de l'UIOM (Procyrdhim). La centrale thermique de Bouchain a probablement une influence prédominante par rapport à Procyrdhim. Ces résultats sont confirmés par les autres campagnes de mesures.

En éthylbenzène et xylènes, une source fixe a pu être identifiée. Les résultats ont montré des apports en xylènes et éthylbenzène par vent de sud et sud-ouest sur Neuville-sur-Escaut et Douchy-les-Mines, en provenance de Sevelnord. Ces composés n'ont pas été analysés lors des campagnes de 2007, 2008 et 2009.

Pour ce qui concerne les ETM, les teneurs relevées dépassaient régulièrement les valeurs des stations de mesures fixes urbaines et industrielles. Selon les phases de mesure, une influence industrielle a été mise en valeur, sans pour autant localiser systématiquement un émetteur. Néanmoins, lors de la première phase, des apports en ETM par vents de nord-est sur Neuville-sur-Escaut ont montré l'influence de la Fonderie-Aciérie de Denain. Cette influence a pu être observée de nouveau clairement lors de la troisième phase de

mesure, sur les 3 sites de mesures et sur les métaux caractéristiques de l'activité de la Fonderie-Aciérie. L'influence de cette industrie n'a pas été observée lors des campagnes suivantes.

Lors de la dernière campagne de mesure (2011) les variations similaires des niveaux relevés sur les trois sites des mesures lors de la première phase traduisent l'influence des conditions météorologiques sur la dispersion des polluants (conditions plus défavorables en début et fin de campagne). En seconde phase de mesures, les évolutions des concentrations sont différentes à Douchy-les-Mines par rapport aux deux autres sites, et pourraient refléter l'influence de sources fixes. Néanmoins aucune augmentation de concentration ne coïncide avec une direction de vent propice et la localisation de l'UIOM par rapport aux sites de mesures. Ainsi, aucune influence de l'UIOM de Douchy-les-Mines n'a pu être mise en évidence sur les polluants mesurés par les sites de mesures de cette campagne.

Pour le plomb, les évolutions entre 2005 et 2011 sont reportés sur le graphique ci-après :

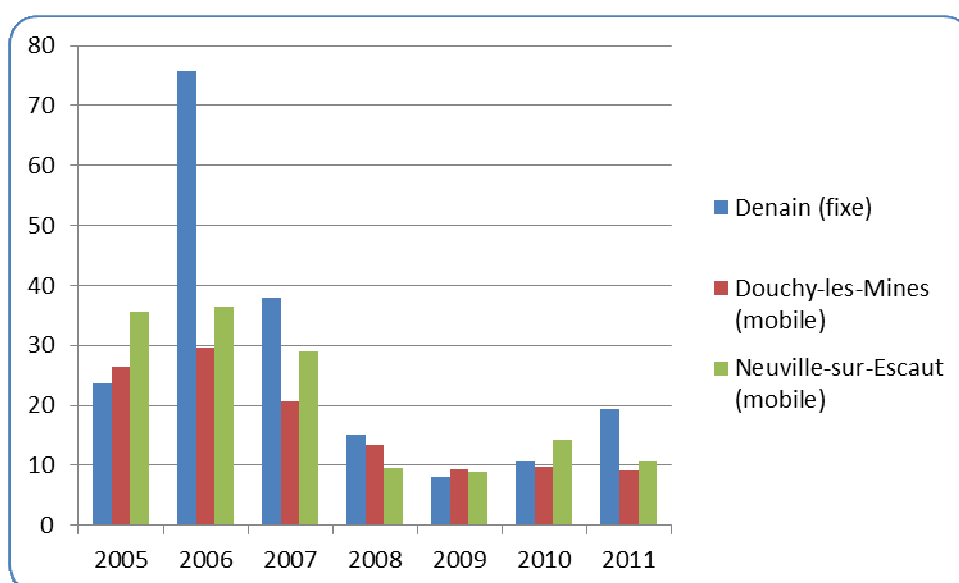


Figure 11 : Evolution des concentrations mesurées en plomb (ng/m³)

Les concentrations en plomb sur Dénain montrent une nette diminution depuis 2008 (facteur 2). Cette tendance est également particulièrement marquée pour le Manganèse.

3.3.2.3 Campagnes de mesures – 2002-2006¹ :

Un suivi de 6 industriels émetteurs de COV a été réalisé par l'Aremasse (ancienne association de surveillance de la qualité de l'air en Sambre, Scarpe et Escaut) entre 2002 et 2006. Un de ces émetteurs concerne la zone d'étude. Il s'agit du site SEVELNORD de Lieu-Saint-Amand.

Le suivi de SEVELNORD a été effectué par la réalisation de 3 campagnes de mesures : 2 à Lieu-Saint-Amand en 2003 et 2005 et 1 à Avesnes-Le-Sec en 2006. Les points de mesures sont localisés sur la figure suivante.

¹ ATMO NPDC, Rapport d'études N°05/2007/SE

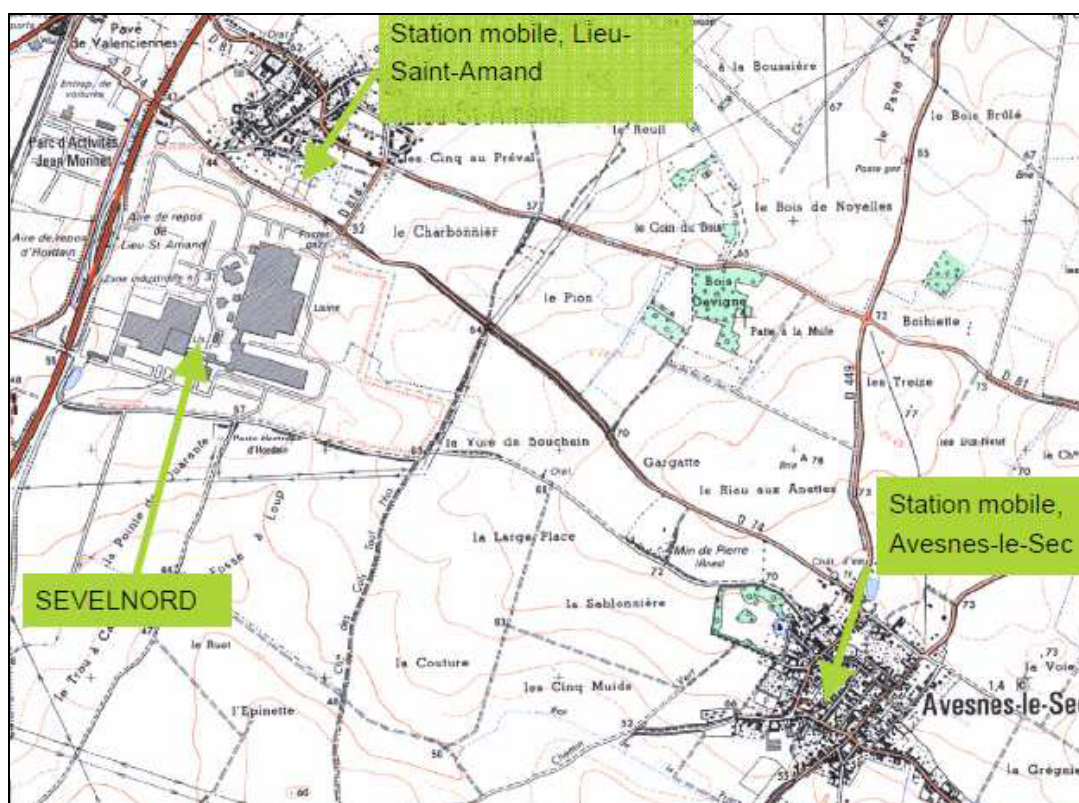


Figure 12 : Localisation des points de mesures à proximité de SEVELNORD

Les composés mesurés lors de ces campagnes sont présentés dans le tableau ci-après.

Tableau 7 : Composés mesurés – secteur de Denain

Composés	Stations	
	Lieu-Saint-Amand (mobile)	Avesnes-le-Sec (mobile)
$\mu\text{g}/\text{m}^3$		
NO ₂	16/15	20
Poussières en suspension	27/19	20
Benzène	0,6/0,5	0,2
Toluène	2,4/1,6	0,6
Ethylbenzène	2/1,2	0,2
Xylènes	7,7/7,2	0,3
ng/m^3		
Arsenic	-	1,57/0,8
Cadmium	-	0,42/0,41
Plomb	-	23,44/17,82
Nickel	-	6,86/2,65

Les profils journaliers en dioxyde d'azote sont bien marqués par l'influence des émissions routières. Leur forme présente deux hausses en correspondance avec les heures de pointe, et le creux de la mi-journée est bien marqué. Les profils journaliers en poussières présentent globalement la même forme d'un site à l'autre,

et sont comparables à ceux du dioxyde d'azote, quel que soit l'emplacement de la station mobile. Ces profils apparaissent moins marqués que ceux du dioxyde d'azote. Cependant, leur forme reste caractéristique d'une pollution d'origine principalement automobile, révélant des hausses aux heures de pointes au cours desquelles les teneurs en poussières sont plus élevées. Aucune source fixe en poussières n'est mise en évidence au travers de ces profils, leurs allures sont similaires et désignent le même type de variations journalières.

Par ailleurs, les profils journaliers du Benzène sur la station de Lieu-Saint-Amand apparaissent essentiellement marqués par l'influence des émissions automobiles ; on peut conclure que l'influence principale qui s'exerce sur les teneurs en benzène est l'ensemble des émissions automobiles en provenance des axes routiers encadrant le site de mesure.

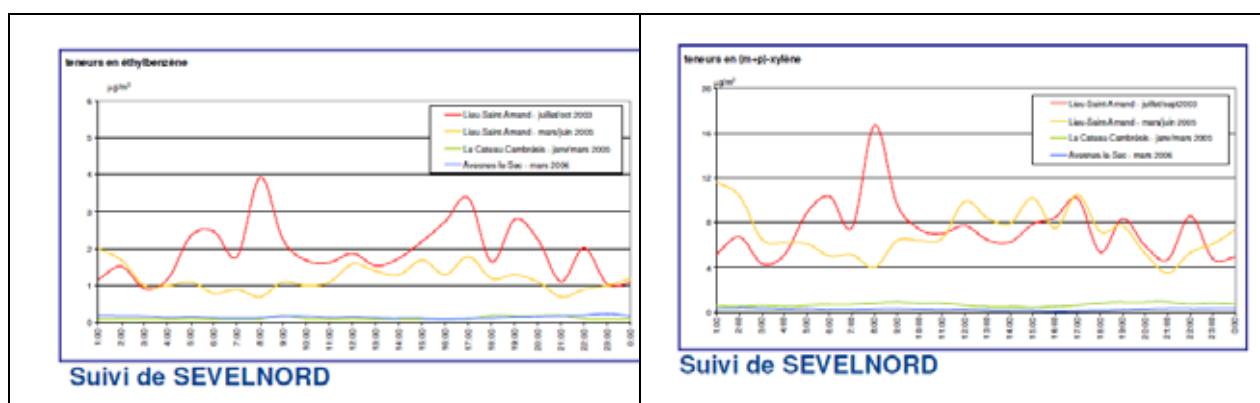


Figure 13 : les profils journaliers en éthylbenzène et xylènes à proximité de SEVELNORD

Les résultats obtenus ont permis de mettre en évidence l'influence de SEVELNORD sur les mesures en éthylbenzène et xylènes. D'après les données recueillies sur les solvants utilisés dans le secteur d'activité de l'usine, ces molécules font partie de celles qui sont les plus usitées.

Pour le toluène, il apparaît qu'une utilisation ponctuelle de ce solvant pourrait influencer les mesures effectuées à Lieu-Saint-Amand, dans des proportions moins élevées que pour les xylènes et l'éthylbenzène néanmoins.

3.3.2.4 Evaluation des concentrations en dioxines, furanes et PCB-DL en Nord-Pas-de-Calais¹

En 2010, ATMO NPDC a initié un programme de surveillance des dioxines, furanes et PCB-DL² par une campagne de mesure de ces polluants en zone urbaine « non influencée » afin de déterminer les niveaux de fond urbains et pouvoir les comparer aux résultats obtenus en proximité d'émetteurs. Cette étude est citée à titre indicatif puisqu'elle concerne le Nord Pas de Calais. Toutefois aucune donnée relative à la zone d'étude n'est disponible.

L'étude a concerné les agglomérations de plus de 100 000 habitants de la région, soit Calais, Dunkerque, Lille, Béthune, Lens, Douai et Valenciennes. Les dispositif de surveillance a été complété par un point en zone rurale, localisé sur la commune de Campagne-les-Boulonnais, afin de déterminer les valeurs minimales. Par ailleurs, en lien avec des contextes sensibles, un renforcement des points de prélèvement a été effectué sur le secteur de Dunkerque et de Bousbecque. Au final, l'étude a concerné 14 sites de prélèvement, 2 sites ruraux, 7 sites urbains, 3 sites urbains influencés et 2 sites industriels.

¹ ATMO NPDC, Rapport d'études N°01-2010-AA

² PCB-DL : polychlorobiphényles dioxine-like

Les résultats de mesure dans les retombées sont globalement homogènes entre les zones rurales, urbaines et industrielles. Deux points se distinguent avec des équivalents toxiques plus élevés : le site urbain de Lens et le site rural de Bousbecque (charge toxique totale respectivement de 9,2 et 19,5 pg I-TEQ_{OMS}/m²/j). La charge toxique sur l'ensemble des sites est majoritairement due aux furanes, excepté sur Lens et Bousbecque où les PCB-DL en sont responsables à plus de 75 %. Les résultats pour les dioxines et furanes sont du même ordre de grandeur que les données nationales disponibles.

Concernant l'air ambiant, seuls 2 sites ont fait l'objet de mesures : Grande-Synthe, site urbain influencé et Béthune, site urbain non influencé. Le site de Grande Synthe a montré des concentrations en dioxines/furanes et PCB-DL particulièrement élevées durant la première semaine d'échantillonnage. Hormis cette anomalie, les résultats entre les 2 sites sont assez homogènes (charge toxique totale de 119,2 et 48,2 fg I-TEQ_{OMS}/m³ respectivement pour Grande-Synthe et Béthune).

Les résultats de cette étude ont confirmé la nécessité de poursuivre les investigations, notamment sur le secteur rural de Bousbecque. A ce titre, une étude transfrontalière sur les dioxines dans le secteur d'Halluin est en cours de réalisation.

3.3.2.5 Mesures de pesticides en Nord-Pas-de-Calais

Depuis 2003, des mesures en pesticides dans l'atmosphère du Nord-Pas-de-Calais sont effectuées par ATMO NPDC. Le suivi des pesticides est réalisé au niveau de 2 sites, à Saint-Omer et à Lille. La liste de composés recherchés comporte 46 molécules. Certaines d'entre-elles ne dispose plus d'autorisation de mise sur le marché. Des nouvelles molécules ont été intégrées en 2009. Elles sont issues de la liste socle nationale, qui permet de comparer les résultats d'une région à l'autre, par une base commune. Cette étude est citée à titre indicatif puisqu'elle concerne le Nord Pas de Calais. Toutefois aucune donnée relative à la zone d'étude n'est disponible.

Les résultats de la dernière campagne de mesure effectuée en 2009¹ montre que les concentrations totales de pesticides sur les 2 sites de mesures sont proches l'une de l'autre, tout en restant légèrement supérieures sur le site de Saint-Omer comme en 2008 et 2006. Les concentrations sont en légère hausse par rapport à l'année précédente, néanmoins ce constat doit être relativisé au regard des nouvelles molécules recherchées en 2009.

Comme chaque année, une augmentation des concentrations est observée au printemps, en particulier au mois de mai. Ce pic printanier coïncide avec la croissance des végétaux cultivés et aux traitements qui leur sont appliqués. Néanmoins, en 2009, le maximum mensuel à Saint-Omer est relevé au mois d'août, en raison notamment de la concentration élevée d'une molécule, la fenpropidine (2,82 ng/m³).

Malgré la présence d'insecticides autorisés et recherchés dans la liste de molécules, aucun n'a été détecté en 2009, comme en 2008. Les herbicides montrent une présence classique en deux temps, une première apparition au printemps, en période de croissance des végétaux adventices, et au mois de septembre, lorsque les conditions météorologiques moins sèches favorisent à nouveau leur développement. Enfin les fongicides sont présents de manière relativement stable dans les échantillons, les conditions météorologiques ayant été globalement douces et peu humides sur l'ensemble des mois de printemps et d'été.

En dehors de la trifluraline, les molécules les plus présentes, en fréquence et en concentration, sont toutes pourvues d'une autorisation de mise sur le marché. Elles correspondent aux usages agricoles et urbains, ainsi qu'aux cultures répandues dans la région : céréales et légumes.

Le chlorothalonil est comme en 2008 la molécule qui est retrouvée en concentration moyenne la plus élevée sur les deux sites de mesures. Sa concentration sur l'ensemble de la campagne atteint même plus d'1 ng/m³ à Lille (1,19 ng/m³) et s'en approche à Saint-Omer (0,96 ng/m³). Ceci peut s'expliquer par le large spectre d'utilisation de ce fongicide (biocide, produit phytosanitaire en agriculture -céréales, légumes- et en usage urbain).

¹ ATMO NPDC, Rapport d'études N°06-2010-TD

Seules 2 molécules sans autorisation de mise sur le marché en 2009 ont été détectées. Issues de la liste de molécule préconisée au niveau national, elles ont été ajoutées au groupe de molécule recherchée au niveau régional cette année. La trifluraline apparaît comme une des molécules les plus présentes dans l'atmosphère en Nord-Pas-de-Calais en 2009, alors qu'elle est interdite d'utilisation depuis le 1er février 2008. La terbuthylazine bénéficiait d'une autorisation de mise sur le marché en produit phytosanitaire jusqu'en novembre 2001, néanmoins elle a été retrouvée de manière significative sur les 2 sites de mesures. Cette molécule dispose encore en 2009 d'une mise sur le marché autorisée en tant que biocide, notamment en usage algicide dans les aquariums, étang, systèmes de refroidissement...

Outre cette surveillance au niveau de Lille et de Saint-Omer, ATMO NPDC mène actuellement une nouvelle étude pour connaître le transfert des pesticides dans les domiciles des agriculteurs ainsi que l'exposition de leur famille.

Ces mesures ont eu lieu de mi-mars à mi-juin (durant les principales périodes d'épandages), en 2011 et en 2012, dans les domiciles des agriculteurs de la région s'étant portés volontaires. Cette étude, la première réalisée au domicile des agriculteurs en France, sera menée à partir d'un panel de logements, représentatifs de la diversité des cultures et des traitements employés dans le Nord-Pas-de-Calais.

4. Le schéma conceptuel de l'exposition

Le schéma conceptuel doit être établi sur la base de l'ensemble des données existantes. Il est présenté de façon à visualiser :

- la ou les sources de pollution,
- les vecteurs : voies de transfert possibles et milieux d'exposition,
- les enjeux : usages constatés et cibles potentielles.

La démarche est détaillée dans les paragraphes suivants.

4.1 Les sources

Une source correspond à la combinaison entre un milieu et une substance polluante. La description de la zone d'étude et l'inventaire des données existantes a permis d'identifier les sources potentielles de contamination suivantes :

- Les émissions atmosphériques actuelles liées :
 - Aux installations industrielles,
 - Au trafic routier,
 - Au trafic ferroviaire et fluvial,
 - Au secteur résidentiel/commercial/tertiaire,
 - Au secteur agricole ;
- Les sols impactés par les activités passées : pollutions historiques ;

Les eaux souterraines : les eaux souterraines présentent ponctuellement des teneurs en ETM, COHV, BTEX, HAP et hydrocarbures supérieures aux valeurs limite de potabilité ou de potabilisation. Les concentrations médiane en ces polluants restent toutefois inférieures à ces valeurs, à l'exception de celles en cadmium (10 µg/l vs 5 µg/l). Il est à noter que dans le cadre du contrôle sanitaire assuré par l'ARS, plus de 100 000 mesures sont réalisées par an dans le Nord Pas de Calais. Les prélèvements et les analyses des eaux destinées à la consommation humaine sont réalisés par un laboratoire agréé par le ministère de la santé, en l'occurrence, dans la région, par l'institut Pasteur de Lille (IPL).

La qualité moyenne des eaux de surface est dégradée dès l'amont de la zone d'étude et n'apparaît pas ou peu impactée par les activités humaines au sein de la zone d'étude (pas ou peu de dégradation par rapport à l'amont). Ainsi, les eaux de surface ne constituent pas une source à considérer dans la présente étude. Il est à noter par ailleurs que le SDAGE Artois-Picardie a été adopté le 16 octobre 2009. Ce document fixe les grandes orientations en matière de la politique de l'eau pour la période 2010-2015 sur le bassin Artois-Picardie. Il intègre les obligations définies par la directive européenne sur l'eau ainsi que les orientations du Grenelle de l'environnement pour un bon état des eaux d'ici 2015. Il permet de mettre en place l'ensemble des mesures nécessaires pour gérer au mieux la qualité des eaux de surface sur la zone d'étude.

Il est à noter par ailleurs que les eaux de baignade sur la zone d'étude sont jugées de bonne qualité.

Tableau 8 : sources retenues

	installations industrielles	trafic routier	trafic ferroviaire et fluvial	secteur résidentiel/commercial/tertiaire	secteur agricole	« pollutions historiques »
	Emissions atmosphériques actuelles					Concentrations mesurées dans les sols
SO ₂	x	x	x	x	x	
NO ₂	x	x	x	x	x	
PM	x	x	x	x	x	
HCl	x			x		
HF	x					
NH ₃	x					
H ₂ S	x					
COV	x	x		x	x	
ETM	x					x
HAP	x					x
Dioxines et PCB-DL	x					x

4.2 Les enjeux : Usages constatés des milieux et cibles potentielles

Le tableau ci-après récapitule les principaux usages mis en évidence à l'issue de la caractérisation de la zone d'étude (Cf. paragraphe 3) pour les milieux « source » retenus.

Tableau 9 : Usages des milieux

Milieux	Usages des milieux identifiés	
Sols	OUI	Présence d'espaces verts au droit de certaines écoles, Aire de jeux et terrains de sport, Activités agricoles Jardins potagers
Air	OUI	Présence d'habitations et de populations sensibles sur la zone d'étude.

Compte tenu des usages des milieux, les cibles à considérer sont :

- Les populations résidant sur la zone d'influence, incluant les populations sensibles ;
- Les consommateurs de végétaux issus de potagers situés sur la zone d'influence ;
- Les consommateurs de produits animaux issus d'élevages localisés sur la zone d'influence ;

Ces populations sont constituées d'enfants et d'adultes.

4.3 Les voies de transfert

Au regard des sources de contamination potentielles, les voies de transfert potentielles jugées pertinentes sont les suivantes :

- Dispersion atmosphérique des rejets gazeux et dépôts au sol des composés particuliers,
- Contact direct avec les sols impactés,
- Transfert des composés présents dans les sols vers les végétaux, puis vers les animaux,

Tableau 10 : voies de transfert considérées dans l'étude

Type d'agent	Vecteur ou voie de transfert Retenue dans la suite de l'étude			
	Dispersion atmosphérique	Dépôt au sol	Passage via la chaîne alimentaire : végétaux	Passage via la chaîne alimentaire : produits animaux
Particulaires	Gazeux	OUI : Composés restant à l'état gazeux	NON	NON
	PM	OUI : Pour les polluants atmosphériques particuliers, l'exposition par inhalation est considérée lorsque les particules sont « inhalables », c'est-à-dire que le diamètre des polluants particuliers est inférieur à 10 µm	NON : Considérez dans la phase de modélisation mais non conservée dans la suite de l'étude dans la mesure où les particules « sans effet spécifique » ne présentent pas d'effet toxique par ingestion.	NON
	ETM	OUI : Pour les polluants atmosphériques particuliers, l'exposition par inhalation est considérée lorsque les particules sont « inhalables », c'est-à-dire que le diamètre des polluants particuliers est inférieur à 10 µm	OUI : pris à 100 % sous forme particulaire, ils vont se déposer au sol sous forme de dépôts secs et dépôts humides.	NON : composés peu lipophiles
	HAP	OUI : Pour les polluants atmosphériques particuliers, l'exposition par inhalation est considérée lorsque les particules sont « inhalables », c'est-à-dire que le diamètre des polluants particuliers est inférieur à 10 µm	OUI : pris à 100 % sous forme particulaire, ils vont se déposer au sol sous forme de dépôts secs et dépôts humides.	NON : composés peu lipophiles
	Dioxines et PCB-DL	OUI : Pour les polluants atmosphériques particuliers, l'exposition par inhalation est considérée lorsque les particules sont « inhalables », c'est-à-dire que le diamètre des polluants particuliers est inférieur à 10 µm	OUI : pris à 100 % sous forme particulaire, ils vont se déposer au sol sous forme de dépôts secs et dépôts humides.	OUI : Les dioxines sont des molécules lipophiles et par conséquent vont se bio accumuler dans les tissus riches en graisse.

4.4 Voies d'exposition

Exposition par inhalation

Pour les polluants atmosphériques restant à l'état gazeux, les effets pertinents correspondent à des expositions par voie respiratoire ; seule cette voie est prise en compte.

Pour les polluants atmosphériques particulaires, l'exposition par inhalation est considérée lorsque les particules sont « inhalables », c'est-à-dire que le diamètre des polluants particulaires est inférieur à 10 µm.

Exposition par ingestion

L'exposition par ingestion est considérée dans le cadre d'émissions atmosphériques de substances particulaires (métaux lourds, HAP et dioxines), à travers le dépôt des particules au sol, et la contamination potentielle de la chaîne alimentaire (végétaux et animaux).

Exposition par contact cutané

Il convient de préciser que la voie d'exposition par contact cutané avec les sols ou l'eau contaminée n'est pas considérée. En effet, il n'existe pas actuellement de méthodologie d'élaboration de Valeur Toxicologique de référence pour cette voie d'exposition et permettant donc son évaluation. A ce titre, la circulaire de la Direction Générale de la Santé (DGS) N°DGS/SD. 7B n° 2006-234 du 30 mai 2006 mentionne que « en l'absence de procédures établies pour la construction de VTR pour la voie cutanée, il ne doit être envisagé aucune transposition à cette voie de VTR disponibles pour les voies orale ou respiratoire ».

Ainsi, les voies d'exposition retenues dans la suite de l'étude sont les suivantes :

- Inhalation,
- Contact direct avec les sols impactés (ingestion de sol),
- Ingestion de végétaux autoproduits et de produits animaliers (viande, lait œufs) issus de l'élevage sur la zone d'étude,

4.5 Synthèse du schéma conceptuel

La figure ci-après synthétise le schéma conceptuel tel que présenté dans les paragraphes ci-avant.

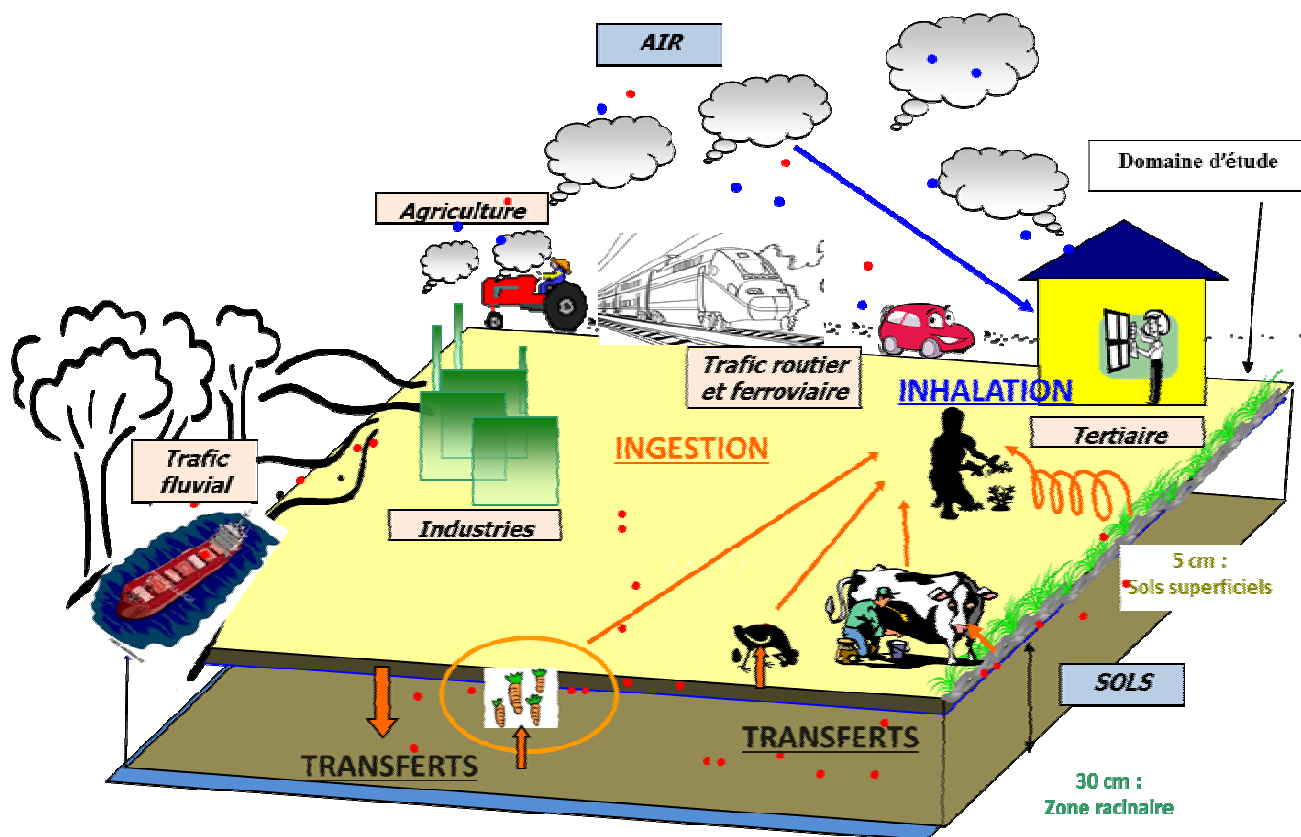


Figure 14 : schéma conceptuel de l'exposition

5. Modélisation des rejets atmosphériques « actuels »

A l'issue de la première phase de diagnostic, l'étude a été complétée par une modélisation de la dispersion atmosphérique des polluants « actuellement » rejetés sur la zone d'étude.

L'étude de modélisation de la dispersion atmosphérique permet d'estimer les concentrations dans l'air (pour les polluants gazeux et particulaires) et les dépôts au sol (pour les polluants particulaires) sur l'intégralité du domaine d'étude, et de fournir des informations en moyennes annuelles représentatives d'un fonctionnement sur du long terme.

Les zones impactées et non impactées par les émissions atmosphériques actuelles (2006-2009) sont alors déterminées. Cette connaissance permet de définir au mieux la campagne de mesures prévues dans le cadre de la phase de diagnostic complémentaire (Cf. paragraphe 6), notamment au niveau du nombre de points de prélèvement et de leur localisation.

Les résultats en termes de concentrations moyennes annuelles seront également utilisés dans le cadre de la caractérisation des risques liés aux émissions atmosphériques actuelles (Cf. paragraphe 8).

La modélisation de la dispersion atmosphérique a été réalisée par la société Numtech. La note technique de Numtech est présentée en annexe 1.

5.1 Inventaire des émissions atmosphériques « actuelles »

5.1.1 Emissions industrielles

Les industries retenues dans le cadre de cette étude sont les industries présentes dans la zone d'étude et soumises à autorisation. La liste des industries concernées a été définie au départ de l'étude par le S3PI.

Au total, **16 sites industriels** ont été retenus dans la présente étude. La liste de ces industriels et la description succincte de leurs activités sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau 11 : Liste des industriels retenus

Industriel	Commune	Activités
AGC France (ex AUTOMOTIVE EUROPE)	Aniche	Fabrication de pare-brise feuilletés pour l'automobile
Saint Gobain Sekurit		Fabrication de vitrage pour l'industrie automobile
Centre de Production thermique EDF	Bouchain	Production d'énergie électrique à partir de l'énergie calorifique obtenue en brûlant des combustibles industriels
Hainaut Enrobés		Fabrication d'enrobés
SNCZ		Production de pigments minéraux chromates et phosphates destinés à un usage industriel
Fonderie et Aciérie de Denain (FAD)	Denain	Fonderie et aciérie
GTM France (SARL)		Traitement thermique et parachèvement des aciers de barres et de tubes en acier
Procyrdhim	Douchy-les-Mines	Incinérateur de déchets ménagers, hospitaliers et industriels banals
Siccanor		Fabrication de catalyseurs et intermédiaires de synthèse des agents chimiques
Saint Gobain Glass	Emerchicourt	Fabrication de verres

Industriel	Commune	Activités
Entrepôts Pétroliers de Valenciennes (EPV)	Haulchin	Dépôt de pétrole
Centrale SNET	Hornaing	Production d'électricité à partir de l'énergie thermique fournie par la combustion de charbon pulvérisé
Surschiste		Séchage de cendre sur le site de la SNET
Sevelnord	Lieu-Saint-Amand	Assemblage et montage de véhicules automobiles
Sienor		Garnissage de sièges de véhicules automobiles et fabrication de mousse polyuréthane
Antargaz	Thiant	Conditionnement de propane et de butane en bouteilles

Les industriels retenus pour cette étude ont été sélectionnés par le S3PI selon les critères suivants :

- La localisation de l'industriel dans la zone d'étude prédéfinie,
- Le régime ICPE de l'industrie considérée,
- L'existence de rejets atmosphériques,
- La nature des émissions.

Les industriels dont les rejets atmosphériques ont été jugés faibles au regard des autres activités prises en compte ou dont l'absence de toxicité des composés est reconnue, n'ont pas été retenus pour la suite de l'étude par le S3PI.

Les installations n'existant plus n'ont également pas été retenues. Si elles ont été à l'origine d'émissions pouvant encore actuellement générer une exposition des populations (par la contamination des sols notamment), la présence de ces substances sera prise en compte dans le cadre de la phase de mesures environnementales.

Ainsi, les sites industriels suivants n'ont pas été retenus :

- Air Liquide, site de Denain : selon la DREAL, aucune donnée d'émissions n'est disponible. D'après l'activité d'Air Liquide, les émissions doivent être du même type que celles du site Antargaz ;
- AMD Solutions France (SLPM), site de Denain : le site est soumis à autorisation pour le travail des métaux. D'après l'arrêté préfectoral d'autorisation d'exploiter en date du 16 juillet 2007, le site n'est à l'origine d'aucun effluent atmosphérique en fonctionnement normal ;
- Carcoop, site de Denain : le site est constitué d'un hypermarché et d'une station-service intégrés à un centre commercial. Les principales sources d'émissions sont les installations de combustion alimentées au gaz naturel. Ces installations ne sont pas soumises à autorisation et n'ont donc pas été retenues dans la suite de l'étude ;
- Carrière Pluchart, site de Wallers : le site réalise l'extraction de sable. D'après l'étude d'impact réalisée en 2008, des poussières peuvent être générées en période sèche lors de l'extraction du sable et par la circulation des véhicules. Les matériaux exploités (sables) possèdent toutefois une humidité relative qui limite l'émission de poussières et, lors des périodes de sécheresse, les matériaux sont arrosés. Par ailleurs d'après l'étude d'impact, la production de poussières est limitée au fond de fouille en raison de l'enfouissement de l'extraction et concerne par conséquent essentiellement le personnel employé sur le site et non les populations environnantes. A ce titre, des mesures de poussières alvéolaires et inhalables sont réalisées régulièrement sur le site au niveau du site de remblaiement et de la sablière. Les concentrations en poussières alvéolaires mesurées au niveau de la zone de remblaiement sont comprises entre 26 et 115 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et celles en poussières inhalables mesurées au niveau de la sablière sont comprises entre 178 et 802 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

- Les quantités de poussières totales émises par la carrière peuvent être estimées par le biais d'équations notamment celles fournies par l'USEPA (AP-42). L'estimation des émissions par ces équations est toutefois empreinte de fortes incertitudes, potentiellement jusqu'à plusieurs ordres de grandeur. Par conséquent et considérant les éléments présentés ci-avant, les émissions de la carrière Pluchart ne seront pas évaluées quantitativement.
- Toutefois, une attention particulière sera portée à ce site lors de l'établissement du cahier des charges pour la réalisation de mesures environnementales lors de la phase 2 de l'étude ;
- Denain Logistique, site de Denain : le site exploite des activités de stockage de céréales. Il est donc susceptible d'être à l'origine d'émissions atmosphériques de poussières. D'après le S3PI, aucune donnée d'émissions n'est disponible. Ce site sera toutefois pris en compte lors du dimensionnement de la campagne de mesures environnementales ;
- HIMEXFIL, site de Lieu-Saint-Amand : le site a cessé ses activités ;
- RECYDEM, site de Louches : RECYDEM exploitait un centre de traitement de déchets. La société a été rachetée en 2010 par SITA. A ce titre, SITA envisage de transformer le site en un nouvel écopôle dédié au traitement des matières organiques, des mâchefers, des résidus de l'incinération, et surtout des sédiments fluviaux. Le groupe prévoit d'investir 10 M€ pour une reconfiguration globale. Les premiers investissements auront lieu dès la mi-2011. Considérant ces éléments, les émissions du site ne peuvent être estimées à l'heure actuelle et ne seront donc pas prises en compte dans la présente étude ;
- TERCHARNOR SA, sites de Rieulay et d'Auberchicourt : les 2 sites ont cessés leurs activités ;
- Toyota (ex SIETO), site de Somain : le site exploite des activités d'assemblage de sièges automobiles et de fabrication de mousse polyuréthane. Le site est potentiellement à l'origine d'émissions de gaz provenant des installations de combustion et de COV provenant des lignes de fabrication de mousse polyuréthane et de l'emploi de colles et de solvants. D'après le S3PI, aucune donnée d'émission n'est disponible à la date de réalisation de l'étude. Des mesures sont prévues pour fin 2011. Au regard des émissions atmosphériques potentielles et notamment en COV, une attention particulière sera portée à ce site lors de l'établissement du cahier des charges pour la réalisation de mesures environnementales ;
- SATEL RENTEX, site de Wallers : La société SATEL réalise le lavage industriel de linge en provenance d'hôtels, de cliniques ou hôpitaux et de diverses industries agro-alimentaires. La société RENTEX réalise le lavage, l'entretien et la stérilisation de différents types de textile utilisés en milieu hospitalier. Ces 2 sociétés n'utilisent pas de solvants pour le lavage du linge et ne sont pas susceptibles d'être à l'origine d'émissions en COV. Les seules émissions peuvent provenir de la chaudière de type bas NOx de 3,9 MW alimentée en gaz naturel. Aucune donnée n'est disponible concernant ces émissions ;
- UNEAL, site d'Haulchin : le site exploite des installations de stockage de céréales. Ces installations peuvent être à l'origine d'émissions diffuses de poussières liées notamment au chargement et déchargement et d'émissions canalisées de poussières provenant du cyclone installé sur le silo de stockage. Le site est également à l'origine d'émissions de combustion. D'après le S3PI, aucune donnée d'émissions n'est disponible. Au regard des émissions atmosphériques potentielles, notamment en poussières, une attention particulière sera portée à ce site lors de l'établissement du cahier des charges pour la réalisation de mesures environnementales ;

- Valenplast, site de Lieu-Saint-Amand : le site est spécialisée dans la fabrication d'équipements automobiles moulés (ébénisterie haute et basse) par injection plastique. Les pièces plastiques et équipements sont élaborés à partir de polypropylène (sous forme de granulés). Le site n'utilise aucun solvant pour ces procédés d'injection. Par ailleurs, le polypropylène se dégrade à partir de 300°C or il n'est chauffé qu'à 180-200°C et n'est donc pas susceptible d'émettre des COV. Les sources d'émissions potentielles du site sont les installations de combustion (générateur d'eau chaude de 498 kw) et l'installation de broyage. Les composés potentiellement émis sont les gaz de combustion et les poussières. D'après le S3PI, aucune donnée d'émission n'est disponible. Les émissions sont toutefois probablement faibles ;
- VEOLIA PROPRETE (Aubine Onyx), site de Somain : l'activité du site consiste à trier et revaloriser papiers, cartons et plastiques. Le tri est effectué mécaniquement et manuellement. Il ne dispose pas d'installations de combustion. Au regard de ces éléments, le site n'est pas susceptible d'émettre des émissions atmosphériques ;
- WILMOT RUCAR, site de Denain : la société exploite une plateforme logistique. D'après l'arrêté préfectoral d'autorisation d'exploiter du 9 octobre 2008, aucun stockage de produits pulvérulents n'étant effectué, le site n'est pas susceptible d'être à l'origine d'émissions atmosphériques.

La phase d'estimation des émissions atmosphériques a consisté à réaliser un inventaire le plus complet possible des rejets atmosphériques des sites industriels concernés par l'étude. Cette phase est primordiale puisqu'elle permet l'estimation du terme source. La collecte des données des émissions atmosphériques des industriels concernés a été réalisée par le biais d'une base de données créée par BURGEAP et fournie à chaque industriel qui avait en charge de la renseigner.

Cette base a permis de collecter pour chaque industriel et pour chaque rejet atmosphérique :

- la localisation,
- les caractéristiques du rejet (le type de source, la hauteur d'émission, les caractéristiques géométriques de la source, la vitesse d'éjection, la température de rejet),
- la nature et la quantité des polluants émis ainsi que les éventuelles variations d'émissions mensuelles,
- les conditions de fonctionnement (type de fonctionnement : continu ou ponctuel, les périodes d'arrêt, le temps de fonctionnement).

La base de données a été remplie pour une ou plusieurs années entre 2006 et 2009, en fonction de la disponibilité des données. La chronique retenue permet de juger de la représentativité des données par rapport à l'activité « normale » des sites.

En fonction des données recueillies pour chaque site, BURGEAP a sélectionné les flux à l'émission jugés comme les plus représentatifs des émissions futures des sites et qui ont donc été retenus dans la suite de l'étude.

La méthodologie suivie est variable selon les sites :

- Moyenne des émissions sur plusieurs années : Antargaz, FAD, Hainaut Enrobés, Procyrdhim, Saint Gobain Glass, Sevelnord, Sienor, SNCZ
- Moyenne des émissions sur plusieurs années ramenée au prorata du temps de fonctionnement moyen futur : Centrale SNET, EDF
- Prise en compte de l'année jugée comme la plus représentative des émissions futures : Entrepôt Pétrolier de Valenciennes, Saint Gobain Sekurit, Surschiste
- Prise en compte des seules données disponibles : AGC, GTM France, Siccanor

Les flux à l'émission et la méthodologie retenus pour chaque site sont détaillés dans le rapport BURGEAP RACIND00298.

Les flux totaux émis au sein de la zone d'étude sont présentés dans le tableau ci-après. Les principaux contributeurs pour chaque substance ou groupe de substances y sont également précisés.

Tableau 12 : Flux totaux – émissions industrielles

Composés	Flux totaux (kg/an)	Principaux contributeurs
Poussières	726 328	SNET : 70 % EDF : 28 %
SO ₂	6 820 862	SNET : 61 % EDF : 29 %
NO ₂	3 423 933	SNET : 53 % EDF : 30 %
HCl	204 621	SNET : 22 % EDF : 70 %
HF	69 684	SNET : 65 % EDF : 32 %
NH ₃	4 093	Procyrdhim : 99,99 %
H ₂ S	2	Hainaut Enrobés : 100 %
Dioxines/Furanes	1,2E-05	SNET : 35 % EDF : 20 % Procyrdhim : 44 %
HAP (eq BaP)	2	SNET : 85 % EDF : 15 %
Métaux	2 007	SNET : 68 % EDF : 8 % FAD : 5 % SNCZ : 10 %
BTEX	422 509	Sevelnord : 99,6 %
Autres COV	500 524	Sevelnord : 94 %

Les oxydes d'azotes

Concernant les dérivés azotés, la nature et la concentration de ces composés dépendent largement du lieu, de l'heure et de la saison. On désigne généralement par NO_x l'ensemble (NO + NO₂) car une fois libérés dans l'air, le NO est rapidement oxydés en NO₂ par les oxydants présents dans l'air, en particulier l'ozone. Dans la suite de l'étude, les émissions de NO_x sont assimilées à des émissions de NO₂.

Les particules

Concernant les particules, selon la norme européenne EN 481, la partie inhalable des particules peut être décomposée en plusieurs fractions en fonction du diamètre aérodynamique médian (Dae 50). On distingue ainsi la fraction extrathoracique (entre 10 et 100 µm), la fraction thoracique (Dae 50 = 10 µm), dite PM10, la fraction trachéo-bronchique (entre 4 et 10 µm) et la fraction alvéolaire dont le Dae 50 est de 4 µm. L'évolution des techniques analytiques permet maintenant à l'intérieur de la fraction alvéolaire de mesurer les particules fines, PM 2,5, correspondant à un Dae 50 de 2,5 µm.

Lorsque les émissions indiquées par les industriels sont des émissions de particules totales (granulométrie non définie), elles ont été assimilées à des PM2.5, dans une approche majorante en termes d'effet toxique.

Les Composés Organiques Volatils (COV)

Sur de nombreux sites, la nature exacte des COV émis à l'atmosphère n'est pas connue. En effet, cette famille de composés est souvent traitée de façon globale dans les études de conformité réglementaire. Or, en termes sanitaire, il est impossible de traiter cette famille de façon globale au regard de la diversité des molécules et des effets sanitaires associés. Il est donc nécessaire pour chaque installation de disposer d'une information plus précise concernant cette famille, et de disposer d'information sur la "spéciation" des COV,

c'est-à-dire de l'information spécifique à chaque molécule incluse dans cette catégorie. Nous parlons alors de "COV spécifiques".

En l'absence d'information précise fournie par l'industriel, un choix de « traceurs de pollution » a été réalisé de façon à affecter l'ensemble des COV totaux à des composés identifiés. Ces choix de « traceurs de pollution » ont été effectués sur la base de données bibliographiques. Une attention particulière a été portée pour que les choix soient homogènes et cohérents pour un même type d'activité.

5.1.2 Autres types d'émissions

Outre les installations industrielles, les sources d'émissions suivantes ont également été prises en compte dans le cadre de l'étude :

- Trafic routier,
- Trafic non routier : trafic ferroviaire et fluvial,
- Secteur résidentiel/commercial/tertiaire,
- Secteur agricole.

L'estimation des émissions de ces sources a été effectuée à partir des données du cadastre des émissions transmis par atmo Nord – Pas-de-Calais. Le cadastre des émissions ou inventaires spatialisés correspond à un inventaire des émissions où les émetteurs ont été spatialisés, le plus précisément possible, sur une grille d'espace. D'une manière générale, les émissions sont estimées à partir de données d'activité représentative du secteur d'émission étudié (consommation d'énergie, comptages routiers, surfaces agricoles...) et de facteurs d'émissions spécifiques à chaque type d'émetteur.

Les émissions prises en compte concernent les émissions estimées au niveau des communes du domaine d'influence (20 x 20 km).

Les émissions ainsi déterminées pour chaque secteur et pour les composés étudiés par atmo Nord – Pas-de-Calais sont présentées dans le tableau ci-après.

Tableau 13 : Flux totaux – émissions non industrielles

Composé	Flux total kg/an					
	routier	ferroviaire	fluvial	résidentiel	Tertiaire / commercial	agricole
SO ₂	148 016	17	139	61 655	150 217	15 914
NO _x	4 355 806	31 699	837 066	359 091	158 125	208 555
TSP	676 749	238 061	80 756	590 519	24 847	639 375
HCl	-	-	-	53	158	-
COVnm	472 967	-	-	1 364 591	672 846	-
Benzène	8 685	-	-	51 306	222	9 553

TSP : Particules en suspension ; COVnm : Composé organique Volatil non méthanique ; "-" : données non fournies

L'analyse de ce tableau amène les commentaires suivants :

- Le trafic routier est le principal contributeur aux émissions de NO_x (73 %) et un des principaux contributeurs aux émissions de SO₂ (39 %),
- Le secteur résidentiel est le principal contributeur aux émissions de COVnm (54 %) dont le benzène (74 %),
- Le secteur tertiaire est un des principaux contributeurs aux émissions de SO₂ (40 %).

Ces émissions peuvent également être analysées au regard des émissions industrielles de la zone :

Tableau 14 : Part relative de chaque secteur dans les flux totaux

	routier		ferroviaire		fluvial		résidentiel		Tertiaire / commercial		agricole		industriel	
	Flux total kg/an	%	Flux total kg/an	%	Flux total kg/an	%	Flux total kg/an	%	Flux total kg/an	%	Flux total kg/an	%	Flux total kg/an	%
SO ₂	148 016	2%	17	0,00%	139	0,00%	61 655	1%	150 217	2%	15 914	0,2%	6 820 862	95%
NO _x	4 355 806	46%	31 699	0,3%	837 066	9%	359 091	4%	158 125	2%	208 555	2%	3 423 933	37%
TSP	676 749	23%	238 061	8%	80 756	3%	590 519	20%	24 847	1%	639 375	21%	726 328	24%
HCl	-		-		-		53	0,03%	158	0,1%	-		204 621	100%
COVnm	472 967	16%	-		-		1 364 591	45%	672 846	22%	-		500 524	17%
Benzène	8 685	2%	-		-		51 306	10%	222	0,05%	9 553	2%	422 509	86%

Ainsi, au vu du tableau précédent, il apparaît que :

- Le trafic routier reste le principal contributeur aux émissions de NO_x (46 %).
- Le secteur industriel est logiquement le contributeur majoritaire aux émissions de SO₂ (95 %),
- Le secteur résidentiel reste le principal contributeur aux émissions de COVnm (45 %) hors benzène,

Le secteur industriel est toutefois le principal contributeur des émissions de la zone.

5.2 Choix des traceurs de risques retenus

5.2.1 Pour les émissions industrielles

Lors de l'émission d'un mélange de composés chimiques à l'atmosphère, un choix raisonné d'un nombre limité de substances peut être effectué conformément au principe de proportionnalité et aux recommandations des guides de l'INERIS de juin 2003 et de l'INVS de février 2000.

La philosophie de la démarche implique donc un choix de « traceurs du risque sanitaire » parmi les substances émises. On entend par « traceurs », les substances qui font l'objet d'une évaluation quantitative de l'exposition et du risque (INERIS, 2003). La prise en compte de ces traceurs et non de l'ensemble des substances émises permet toutefois de conclure quant à l'acceptabilité ou non des risques.

Le choix des « traceurs » est effectué principalement sur la base de la quantité et de la toxicité des substances émises.

Les autres critères à prendre en compte sont :

- l'existence d'une VTR¹,
- l'existence de voies de contamination pertinentes,
- la spécificité du produit par rapport à l'activité du site.

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

Pour l'ensemble des substances identifiées lors de la phase d'inventaire, les effets toxiques ont été collectés et notamment les effets cancérogènes (apparition de tumeurs), les effets mutagènes (altération du patrimoine génétique) et les effets sur la reproduction (reprotoxicité). L'ensemble des informations toxicologiques propres à chaque substance sont reportées en annexe.

La dose est la quantité d'agent dangereux mise en contact avec un organisme vivant. Elle s'exprime généralement en milligramme par kilo de poids corporel et par jour (mg/kg/j). Dans le cas de l'exposition par inhalation, la concentration s'exprime généralement en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

L'évaluation quantitative de la relation entre la dose (ou la concentration) et l'incidence de l'effet néfaste permet d'élaborer la Valeur Toxicologique de Référence (VTR). Des VTR sont établies par diverses instances internationales ou nationales² à partir de l'analyse des données toxicologiques expérimentales chez l'animal et/ou des données épidémiologiques. Ces VTR sont une appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques établissant une relation quantitative entre une dose et un effet (toxiques à seuil de dose) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxiques sans seuil de dose).

L'identification des dangers a permis dans un premier temps d'écarter les substances pour lesquelles il n'y a pas de VTR disponible.

Bien que ne disposant pas de VTR, les NO_x , le SO_2 et les poussières sont conservés pour la modélisation de la dispersion atmosphérique de façon à estimer les niveaux de concentrations de ces composés dans l'environnement. En effet, ces substances connues pour leur impact potentiel sur le système respiratoire et cardio-vasculaire disposent de valeur Guide pour la qualité de l'air. Il convient de rappeler que ces valeurs ne sont en aucun cas (conformément à la circulaire DGS de mai 2006) utilisées pour les calculs de risques sanitaires.

Pour les autres substances, la sélection des traceurs a été réalisée selon la méthodologie suivante :

Effets à seuil

Le choix de « traceur du risque » est effectué en comparant les substances entre elles sur la base des quantités émises (en flux annuel) et de leur toxicité. Pour chaque voie d'exposition, un « ratio brut » pour les effets « à seuil » est calculé de la façon suivante :

$$\textbf{Ratio brut} = \textbf{Flux de polluant} / \textbf{VTR à seuil}$$

Il convient de préciser que dans le cadre de l'exposition par ingestion, l'ingestion de sol superficiel est très souvent le « déterminant du risque ». La contamination des sols superficiels ne faisant pas intervenir de

¹ VTR : valeur toxicologique de référence

² ATSDR Toxicological Profiles (US Agency for Toxic Substances and Disease Registry)

IRIS US-EPA (Integrated Risk Information System ; US Environmental Protection Agency)

OMS. Guidelines for drinking-water quality

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

En France, le conseil supérieur d'Hygiène et de santé publique (CSHSP) et l'ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire, anciennement AFSSET et Afssa) construisent également des VTR.

critère de transfert propre à chaque substance, la méthode des ratios peut également s'appliquer à cette voie d'exposition.

Pour chaque voie d'exposition, les substances dont le ratio est $\geq 1\%$ du ratio max sont retenues.

La valeur de **1%** est retenue conformément aux indications du guide INERIS (Évaluation des Risques Sanitaires dans l'Étude d'impact des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement – 2003) et aux pratiques en vigueur à l'heure actuelle en France (note du Pole ERS N°05-6 de la direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales des Bouches du Rhône et Circulaire interministérielle DGS/SD 7 B no 2005-273 du 25 février 2005 relative à la prise en compte des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact des infrastructures routières).

Effets sans seuil

Dans le cas où des substances sans seuil d'effet auraient été exclues par la méthode de sélection pour les substances toxiques à seuil (par absence de VTR à seuil ou car elles possèdent une VTR à seuil moins pénalisante), ces substances ont été examinées à part et ajoutées à la liste des traceurs de risques sanitaires, si nécessaire.

Pour chaque voie d'exposition, un « ratio brut » pour les effets « sans seuil » est calculé de la façon suivante :

$$\text{Ratio brut} = \text{Flux de polluant} \times \text{VTR sans seuil}$$

Une comparaison des ratios à la somme de tous les ratios pour une même voie d'exposition permet de juger des polluants « déterminant » du risque ou non.

Pour chaque voie d'exposition, les substances retenues sont les substances dont le ratio est $\geq 1\%$ de la somme des ratios bruts ainsi déterminés.

A noter que pour les effets à seuil et les effets sans seuil, lorsqu'une substance particulière est conservée pour une voie donnée, le calcul des risques est réalisé pour l'ensemble des voies d'exposition considérées.

La liste des substances « traceurs de risque » retenues est présentée dans le tableau suivant. Le détail du choix des traceurs est rappelé en Annexe 3.

Tableau 15 : Traceurs de risque industriel retenus

Composé	Critères de sélection	
	Effets à seuil	Effets sans seuil
	Ratio > 1% O/N	Ratio > 0,1% O/N
HCl	O	-
HF	O	-
Dioxines/Furanes ¹	O	-
Arsenic	O	O
Cadmium	O	O
Chrome VI	N	O
Cuivre	O	-
Manganèse	O	-

¹ Le mot dioxines désigne les dibenzodioxines et plus particulièrement les polychlorodibenzo-p-dioxines (ou PCDD) et les polychlorodibenzo-furanes (ou PCDDF). 17 sont considérés comme ayant une toxicité importante, la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine, parfois dite Dioxine de Seveso, (image) étant la plus toxique sert de référence selon le référentiel OMS(1998).

Composé	Critères de sélection	
	Effets à seuil	Effets sans seuil
	Ratio > 1% O/N	Ratio > 0,1% O/N
Mercure	O	-
Nickel	O	O
Plomb	O	O
Benzène	N	O
Xylènes	O	-
Acétaldéhyde	N	O
Acroléine	O	-
Benzyl chloride	N	O
Formaldéhyde	O	O
1,3-butadiène	N	O
Hydrocarbures aromatiques C8-C16	O	-
Naphtalène	O	O
Acétate de n-butyle	O	-
Diisocyanate de diphenylméthane	O	-
Ethylbenzène	O	-

Ainsi selon la méthodologie présentée ci-avant, 23 substances ont été sélectionnées.

Outres ces 23 substances, les NO_x, le SO₂ et les poussières, les substances suivantes ont également été retenues :

- Chloroforme : ce composé est cancérigène à seuil,
- 2-butoxyéthanol et son acétate (acétate de butyglycol) : ces composés sont « traceurs » de l'activité automobile.

La toxicologie de ces composés est présentée en annexe.

5.2.2 Autres types d'émissions

Pour les émissions non industrielles, les composés retenus sont les composés estimés par le cadastre des émissions et jugés les plus représentatifs de chaque secteur, à savoir :

- Secteur résidentiel/tertiaire/commerciale : NO_x, SO₂, HCl, COVnm, benzène et poussières,
- Transport routier : NO_x, COVnm, benzène et poussières,
- Transport non routier : NO_x et poussières,
- Secteur agricole : NO_x, benzène et poussières.

5.3 Modélisation de la dispersion atmosphérique

5.3.1 Modèle de dispersion : plateforme ADMS-Urban

La modélisation de la dispersion atmosphérique des traceurs de risques a été effectuée à l'aide de la plateforme ADMS-Urban. Ce modèle, ADMS-Urban1, repose sur le modèle de dispersion atmosphérique ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System) développé depuis 1993 par le Cambridge Environmental Research Consultant (CERC), utilisé, reconnu et validé internationalement. Il a été validé par l'outil européen d'évaluation des modèles de dispersion : le « Model Validation Kit ». Il se base en effet sur les technologies et les connaissances les plus récentes dans le domaine.

ADMS-Urban, dans sa version 3.0 utilisée dans le cadre de cette étude, permet de prendre en compte la dispersion simultanée de plusieurs polluants (NO_x, CO, SO₂, COV, particules...) émis par un grand nombre de sources de types variés (canalisées, diffuses, routières, etc...). ADMS-Urban réalise des calculs en régime stationnaire pour une situation météorologique donnée. Les situations météorologiques sont réactualisées toutes les heures, ce qui permet de prendre en compte l'évolution temporelle des conditions météorologiques durant la journée.

La grille de calcul est ajustable (discrétisation du domaine) : la résolution varie du mètre à quelques centaines de mètres. De plus, le système permet un maillage « intelligent », en plaçant lui-même jusqu'à 5000 points de calculs (capteurs virtuels) aux endroits où les gradients de concentration sont importants (le long et au bord des grands axes). Il permet également de disposer des points « spécifiques » correspondant à des localisations particulières, très utiles dans le cadre d'une comparaison modèle / mesure.

Cet outil est donc considéré comme bien adapté au contexte de l'étude : diversités de sources à modéliser (sources canalisées, routières, diffuses, cadastre kilométrique, ...), nombre important de polluants et dimension relativement importante du domaine d'étude.

5.3.2 Phénomènes physiques pris en compte par le modèle

Pour cette étude, les processus physiques décrits dans le tableau suivant ont été pris en compte par ADMS.

Tableau 16 : Processus physiques pris en compte par ADMS dans l'étude

Paramètres et phénomènes physiques	Pris en compte par le modèle ?	Commentaires
Données météorologiques	oui	Données tri-horaires sur 3 ans
Description verticale de la turbulence atmosphérique	oui	Analyse d'échelle de Monin-Obukhov
Cycle diurne du développement de la couche de mélange atmosphérique	oui	Les données météorologiques horaires ne sont pas traitées de façon indépendante, mais en considérant toujours les 24 heures précédentes
Traitement spécifique des conditions météorologiques convectives (rabattement des panaches près du sol)	oui	Trajectoires gaussiennes « obliques » en situation convective
Surélévation des panaches à l'émission	oui	Modèle intégral de trajectoire 3D en sortie de sources canalisées
Nature des sols rencontrés	oui	Hauteur de rugosité constante sur le domaine
Nature particulière des polluants	oui	Prise en compte du dépôt sec (chute par gravité) et humide (lessivage par les précipitations)
Evolution chimique des rejets gazeux dans l'environnement	oui	Pour le calcul des concentrations en NO ₂ , utilisation d'une relation de corrélation NO _x -NO ₂ (Dewent-Middleton, 1996) ;
Variabilité temporelle des émissions	non	Les flux sont « lissés » annuellement.

Paramètres et phénomènes physiques	Pris en compte par le modèle ?	Commentaires
Effet aérodynamique des bâtiments les plus proches des sources sur la dispersion des panaches	non	Compte-tenu des dimensions de la zone d'étude et de la nature des sources étudiées (sources diffuses ou cheminées) ceux-ci n'ont pas été intégrés dans les modélisations
Effet de la topographie (relief) sur la dispersion des panaches	non	Le relief caractéristique de la zone d'étude est plat.

5.3.3 Localisation et définition du domaine d'étude

Les calculs de dispersion ont été réalisés sur l'ensemble de la zone d'étude retenue, d'une dimension de 20 x 19 km², par l'intermédiaire d'une grille de calcul de résolution 300 m, affinée sur les zones exposées ou proches des industries (résolution 200 m).

De plus, des points additionnels ont été ajoutés le long des axes routiers principaux (autoroute notamment), afin d'améliorer la visualisation des gradients de concentration élevés sur ces zones, sur les cartographies.

Les valeurs de concentration en chaque substance retenue ont été simulées en chacun de ces points, à une altitude de 1.5 m au-dessus du sol, permettant ainsi de cartographier les rejets autour des sites et sur l'ensemble du domaine d'étude. De même, les flux de dépôt au sol ont été quantifiés sur cette grille pour les espèces particulières. Le système géographique utilisé pour cette étude est le système national Lambert II étendu.

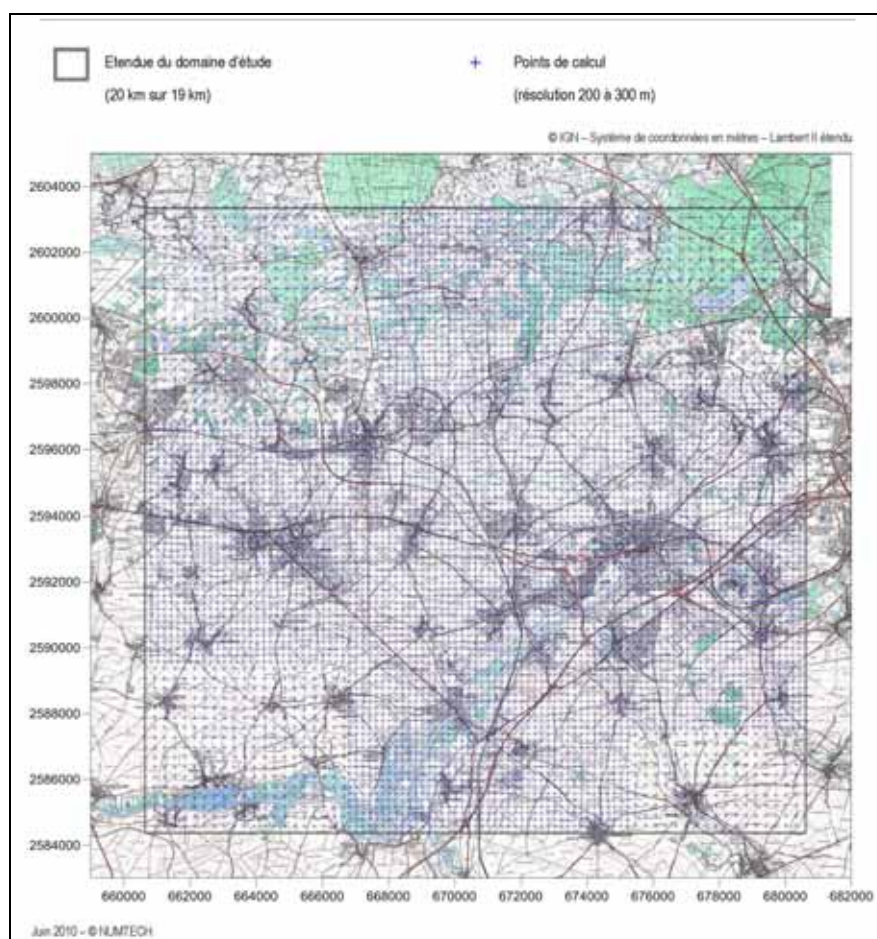


Figure 15 - Domaine d'étude et grille de calcul modélisée

Par ailleurs, les calculs de dispersion ont également été réalisés en un ensemble de points récepteurs, correspondant à des habitations, ou des zones d'intérêt sanitaire. Ces points sont au nombre de 25 et sont localisés sur la figure suivante.

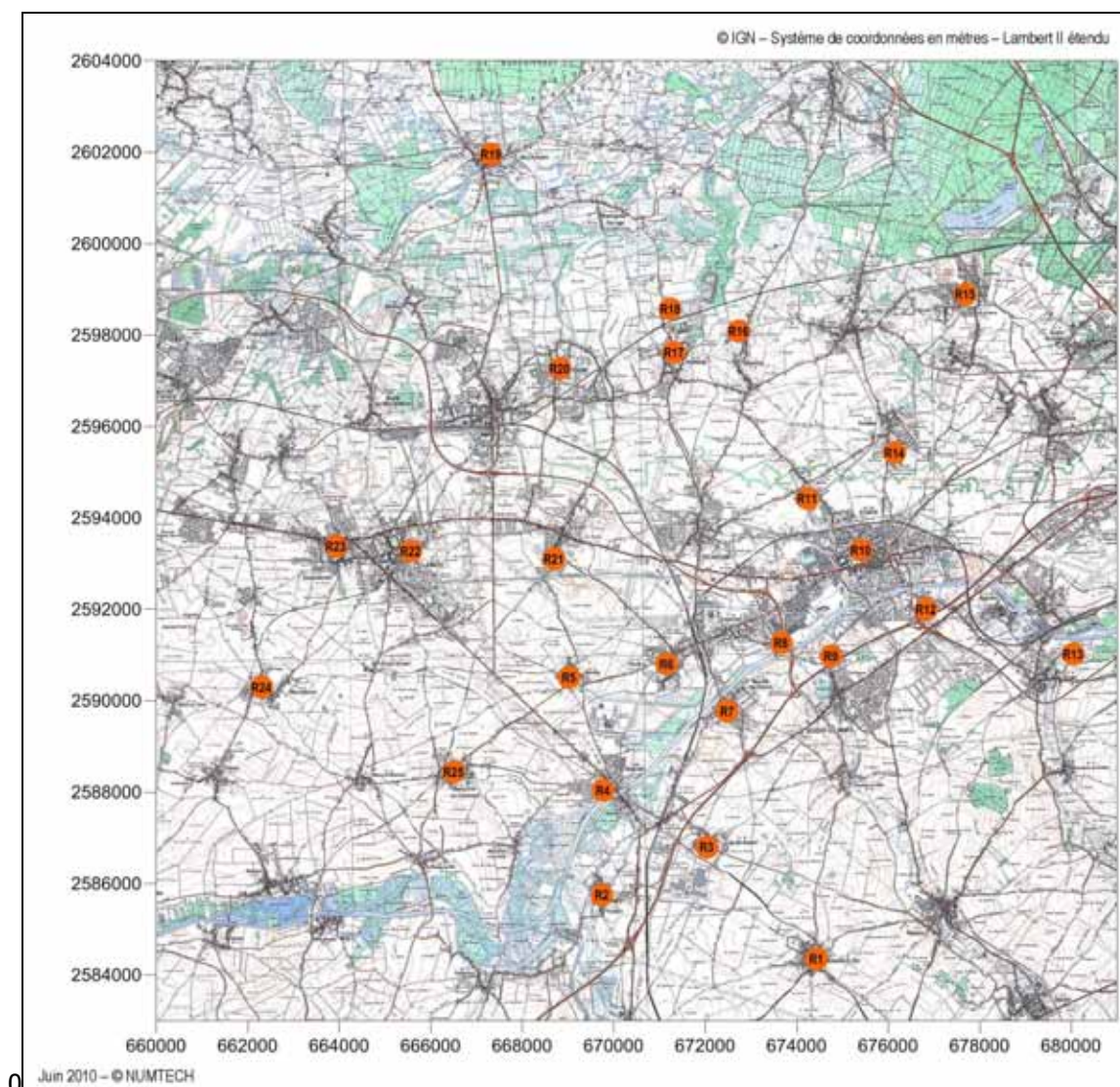


Figure 16 – Localisation des points récepteurs

La note technique de Numtech est présentée en Annexe 4. L'ensemble des cartes de résultats sont également présentées en annexe.

5.4 Résultats de la modélisation

Les résultats présentés sous forme de tableaux (en Annexe 5), synthétisent les concentrations moyennes annuelles pour les polluants gazeux et particulaires (à 1,5 m du sol).

A titre d'exemple, les figures suivantes présente les cartes de modélisation obtenue pour le benzène (Figure 17 : polluant gazeux) et le plomb (Figure 18 : polluant particulaire). Pour ce dernier, il s'agit d'un flux de dépôt de particules au sol, exprimé en $\text{mg}/\text{m}^2.\text{an}$. Les phénomènes de déposition sèche et humide ont été pris en compte.

Pour une meilleure lisibilité, les cartographies de dispersion des principaux polluants sont également présentées en Annexe 4.

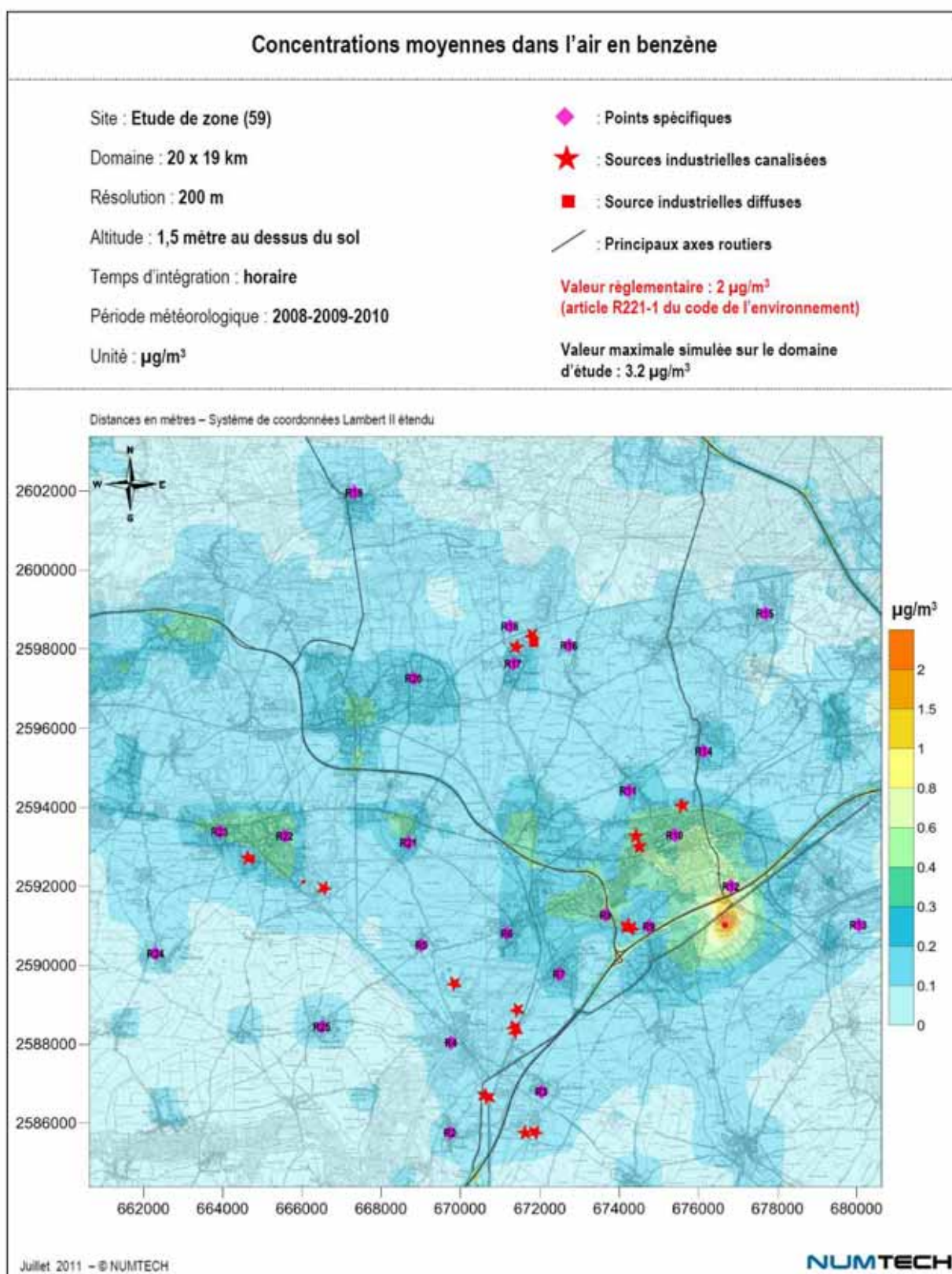


Figure 17 : Résultats de la modélisation : benzène

D'une manière générale, les niveaux atteints sont maximaux au niveau des sources, puis décroissent rapidement en s'en éloignant. Pour les polluants gazeux, la hauteur par rapport au sol de l'émissaire et la vitesse d'éjection du panache (pour les rejets industriels) entraînent une « retombée » plus lointaine de ceux-ci.

On observe peu ou pas de recoupement d'immissions¹ d'origine industrielle. Les recoupements sont principalement observés en relation avec les différents types de sources comme c'est le cas ici pour le benzène où l'on observe effectivement que les zones de plus fortes concentrations environnementales sont en relation avec le cumul d'une source « industrielles » (EPV) et des sources « trafic » et « résidentielles/tertiaire ».

Pour les polluants disposant de valeurs réglementaires (objectif de qualité fixé dans l'article R221-1 du code de l'environnement), la comparaison est réalisée dans le tableau ci-après :

Tableau 17 : Comparaison aux valeurs réglementaires

Polluant	Valeur maximale modélisée sur le domaine d'étude ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Concentration au récepteur le plus impacté ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Récepteur le plus impacté	Valeur réglementaire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
<i>NO_x</i>	943	64	R12	40
<i>SO₂</i>	30,9	3,6	R12	50
<i>Benzène</i>	3,2	0,05	R12	2
<i>PM10</i>	9,6	0,4	R12	30
<i>PM2.5</i>	15,7	3,3	R8	10
<i>plomb</i>	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-5}$	R11	0,5
<i>Cadmium</i>	$0,8 \cdot 10^{-3}$	$0,8 \cdot 10^{-5}$	R11	$5 \cdot 10^{-3}$
<i>Arsenic</i>	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$1,8 \cdot 10^{-5}$	R11	$6 \cdot 10^{-3}$
<i>Nickel</i>	$0,3 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	R3	0,02

Des dépassements des valeurs réglementaires sont observés pour les NO_x, le benzène et les PM_{2,5} pour les valeurs maximales modélisées sur le domaine d'étude. Pour les NO_x, on observe également un dépassement de la valeur réglementaire en moyenne annuelle pour le récepteur le plus impacté. Pour ces trois composés, la contribution relative de chaque type de source est présentée ci-après au droit du récepteur le plus impacté :

Tableau 18 : Contribution relative de chaque type de source

Polluant	Récepteur le plus impacté	Contribution (%)				
		Industrie	Routes	Transport non routier	Agricole	Résidentiel
NO _x	R12	0,4	95,1	<0,1	0,8	3,6
Benzène	R12	44,6	21,2	0,0	4,4	29,8
PM _{2,5}	R8	3,3	12,2	<0,1	3,3	81,2

Le secteur résidentiel apparaît comme un des principaux contributeur pour les particules fines (PM_{2,5}). Pour les oxydes d'azote, le trafic routier apparaît bien évidemment comme le principal contributeur, à plus de

¹ concentration de l'ensemble des polluants, qui agissent sur l'environnement et les individus

95%. Concernant le benzène, l'industrie est le contributeur principal, mais de façon moins importante que dans le cas des autres composés. En effet, l'industrie représente moins de 50 % des immissions, le trafic routier et le résidentiel, représentant respectivement de l'ordre de 20 et 30 % des immissions totales.

Les cartes ci-après représentent les flux de dépôts au sol pour le plomb et le cadmium.

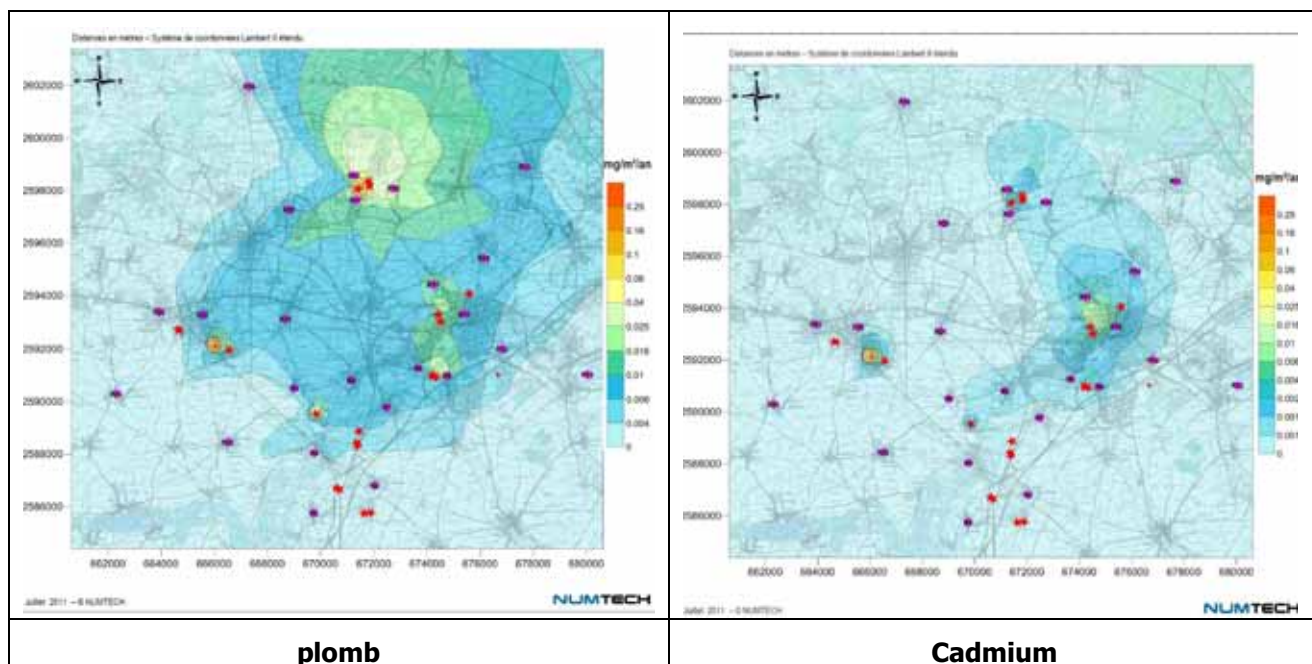


Figure 18 : Résultats de la modélisation : flux de dépôts au sol : plomb et cadmium

Pour les polluants particuliers, les niveaux atteints sont maximaux à proximité des sites d'émission, puis décroissent très rapidement en s'en éloignant.

En France, il n'existe pas de valeur de référence en termes de dépôts au sol. On peut toutefois, à titre indicatif, utiliser les valeurs réglementaires allemandes en la matière.

- Pour le plomb, la valeur maximale simulée sur le domaine d'étude est de 0,5 mg/m²/an, soit 1,4 µg/m²/jour, inférieur à la valeur réglementaire allemande de 100 µg/m²/jour.
- Pour le cadmium La valeur maximale simulée sur le domaine d'étude est de 0,27 mg/m²/an, soit 0,75 µg/m²/jour, inférieur à la valeur réglementaire allemande de 2 µg/m²/jour.

6. Diagnostic complémentaire de l'état des milieux

Ne sont présentées ici que les investigations complémentaires réalisées sur le milieu « sol ». Les principaux éléments sont repris du rapport BURGEAP RACINO00698 validé par le COPIL de l'étude.

6.1 Objectif des investigations réalisées

Sur la base des informations disponibles et des usages des milieux, les objectifs du diagnostic complémentaire sont de :

- connaître / préciser le rôle de certains vecteurs de migration et les caractériser si nécessaire,
- valider la taille de la zone d'impact,
- connaître / préciser les concentrations d'expositions dans la zone d'impact au droit des usages existants ou potentiels.

6.2 Principes généraux du plan d'échantillonnage

La méthodologie retenue par BURGEAP pour la réalisation du plan d'échantillonnage dans les sols prend en compte les textes et outils méthodologiques développés par le ministère chargé de l'environnement relatifs à la prévention de la pollution des sols et à la gestion des sols pollués en France (note ministérielle du 8 février 2007 « sites et sols pollués - modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués » et ses deux circulaires du 8 février 2007, « circulaire relative aux Installations Classées, Préventions de la pollution des sols et Gestion des sols pollués » et « circulaire relative à l'implantation sur des sols pollués d'établissements accueillant des populations à risques »).

L'établissement du plan d'échantillonnage a été réalisé en tenant compte des éléments suivants :

- Les résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique (Cf. paragraphe précédent),
- la rose des vents,
- les résultats des investigations déjà réalisées sur la zone,
- les industries non prises en compte dans la modélisation mais potentiellement sources d'émissions atmosphériques,
- les activités industrielles passées sur la zone d'étude, telles que les cokeries,
- les populations et usages dits « sensibles ».

Par ailleurs, les principes retenus pour l'établissement du plan d'échantillonnage ont été les suivants :

- placer les points de prélèvement au droit des enjeux recensés ;
- privilégier les zones correspondant à de plus fortes densités de population ;
- éviter les prélèvements sur les zones inondables ; les concentrations dans les sols étant fortement dépendantes de la pluviométrie.

Ainsi, l'objectif des prélèvements est d'investiguer les zones où (d'après les données recueillies et la modélisation) on peut trouver des sols contaminés et un usage (ont ainsi été exclues les friches non aménagées par ex.).

6.3 Réalisation des prélèvements de sols

En ce qui concerne les prélèvements de sol, les documents servant de référence sont les suivants :

- INERIS, Guide pour l'orientation des actions à mettre en œuvre autour de site dont les sols sont potentiellement pollués par le plomb, rapport 1, octobre 2004,
- BRGM, Protocole d'échantillonnage des sols urbains pollués par le plomb. Mars 2004,
- les normes de la série X31-008-1 Qualité du sol et les normes relatives aux méthodes de dosages des polluants dans les sols,
- la norme NF ISO 14507 (X31-425) : Qualité du sol – Prétraitement des échantillons pour la détermination des contaminations organiques (2003),
- la norme X31-101 : Qualité des sols – Préparation d'un échantillon de sol pour analyse physico-chimiques (1992),
- la norme NF ISO 15903 (X31-005) : Format d'enregistrement des données relatives aux sols et aux sites.

Les prélèvements de sols ont été réalisés par un technicien spécialisé de BURGEAP les 16 et 17 avril 2012.

Les profondeurs et outils de prélèvements sont dépendants de l'implantation du point de prélèvement :

- Sur les zones de cultures où les sols peuvent être « remaniés », la profondeur retenue pour les prélèvements est de **30 cm**, correspondant à une profondeur racinaire moyenne. En effet, pour ces prélèvements, la voie d'exposition principale est la consommation de produits végétaux ou animaux ; ces derniers étant contaminés du fait de l'ingestion de végétaux contaminés. Sur ces zones, les prélèvements seront réalisés à la **tarière manuelle** (préférable à la bêche selon le Protocole d'échantillonnage des sols urbains pollués par du plomb de mars 2004 réalisé par le BRGM).
- Sur les zones de sol « non remaniés », la voie d'exposition prépondérante est l'ingestion de sol et de poussières. Conformément aux recommandations du Protocole d'échantillonnage des sols urbains pollués par du plomb de mars 2004 réalisé par le BRGM, la profondeur des prélèvements sera de **3 à 5 cm**. Sur ces zones, les prélèvements seront réalisés à l'aide d'une **truelle**.

Les échantillons analysés sont tous des **échantillons composites** réalisés à partir de **5 points** de prélèvements (aliquotes) implantés dans une maille de 1 m² environ.

6.4 Analyses en laboratoire

Les échantillons ont été conditionnés dans les règles de l'art, référencés de manière précise, et conservés dans des glacières avec pains de glace. Ces glacières ont été expédiées au laboratoire d'analyse le jour du prélèvement par un transporteur spécialisé dans l'acheminement rapide des colis (temps maximum de transit 48 h, temps "normal" moins de 24 h).

Le tableau suivant présente, pour les différents composés, les normes analytiques et les limites de quantification du laboratoire.

Tableau 19 : Analyses dans les sols

Composé	Méthode préconisée	Limite de quantification
Métaux	ICP-MS	1 mg/kg pour l'As et le Zn 0,5 pour le Ni et le Pb 0,2 mg/kg, le Cu et le Cr 0,1 pour le Cd 0,05 pour le Hg
HAP (16 liste EPA)	XP X 33-012 GC_MSD	0,05 mg/kg de MS
Dioxines et PCB-DL	Méthode interne MOp C-4/56 V0 et In C-4/15 V6 HRGC_HRMS	1 et 10 I-TEQ WHO ng/kg MS

mg/kg MS : mg/kg de matière sèche / TEQ WHO : toxique équivalent selon le référentiel OMS

Les analyses ont été réalisées par un laboratoire accrédité COFRAC : AGROLAB.

6.5 Localisation des points de prélèvement proposés

La campagne de mesure est basée sur la proposition de plan d'échantillonnage réalisée dans la note technique BURGEAP référencée RACIND00362-05. L'approche retenue « par secteur » est basée sur la superposition :

- des concentrations modélisées,
- des mesures existantes au droit des zones les plus impactées,
- des usages identifiés au droit des zones les plus impactées et non précédemment investiguées.

L'approche par secteur déroge quelque peu de la philosophie de l'étude de zone. Elle est cependant justifiée dans la présente étude par le non recoupement des zones d'immissions industrielles, mais plus par la superposition des immissions des différents types de sources considérés.

Au regard des éléments disponibles, la réalisation de prélèvements et analyses au niveau des secteurs suivants a été retenue:

- Aniche/Emerchicourt,
- Louches,
- Monhecourt,
- Somain,
- Douchy les Mines.

6.5.1 Secteur « Aniche »

Au regard des groupes de population et des courbes d'isoconcentrations, 7 points de prélèvements de sol ont été retenus.

Par ailleurs, il a été noté de nombreux incendies de déchets sur le secteur d'Aniche par le passé (Cf. paragraphe 2.2.4). Par conséquent, et à la demande de la CIRE, des prélèvements de sols superficiels et des analyses de dioxines et PCB-DL (PCB dioxines like) ont également été prévus notamment sur la zone des Navarres.

Les échantillons prélevés ont été analysés pour les composés présentés dans le tableau suivant.

Tableau 20 : Composés analysés – secteur de Saint-Gobain-Glass

Composés	Commentaire	Nombre de prélèvements	
		Sols superficiels	Sols racinaires
Métaux (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, manganèse, nickel et zinc)	Composés liés aux activités de Saint-Gobain-Glass et Saint-Gobain-Sekurit	7	3
Dioxines et PCB-DL	Composés liés aux incendies	5	-

Pour les sols, il a été décidé de ne pas rechercher le chrome VI. Le chrome VI est largement transformé en chrome III dans les sols. De plus, sa disponibilité pour les plantes est très limitée¹.

6.5.2 Secteurs de Louches et Monchecourt

La zone d'étude présente un passé industriel important. Parmi les anciennes activités industrielles référencées (Cf. paragraphe 2.2.3), on peut noter les anciennes cokeries de Louches et de Monchecourt. Ces industries étaient potentiellement à l'origine d'émissions atmosphériques en HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) et en métaux. Il a ainsi été prévu la réalisation de 5 prélèvements de sol au voisinage de ces 2 anciennes cokeries. Ces points ont été choisis sur la base de la rose des vents et des groupes de populations.

Tableau 21 : Composés analysés – secteur de Louches et Monchecourt

Composés	Commentaire	Nombre de prélèvements	
		Sols superficiels	Sols racinaires
Métaux (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, manganèse, nickel et zinc)	Composés liés aux anciennes activités des cokeries	10	9
HAP		10	9

6.5.3 Secteur de Somain

Le secteur de Somain étant une des zones les plus peuplées de la zone d'étude et considérant que les sols de cette zone ont été peu caractérisés, au regard des activités actuelles et passées référencées (fabrication d'agglomérés de houille, usine à gaz, usine de naphte minéral, ...), la réalisation de prélèvements de sol au niveau de ce secteur a été proposée. Six points de prélèvement ont été retenus.

Tableau 22 : Composés analysés – secteur de Somain

Composés	Commentaire	Nombre de prélèvements	
		Sols superficiels	Sols racinaires
Métaux (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, manganèse, nickel et zinc)	zone peu caractérisés et composés liés aux activités actuelles et passées	12	12
HAP		12	12

¹ - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : CHROME ET SES DÉRIVÉS *INERIS –DRC-01-05590-00DF253.doc Version N°2-4-février 05*

6.5.4 Secteur de Douchy les Mines

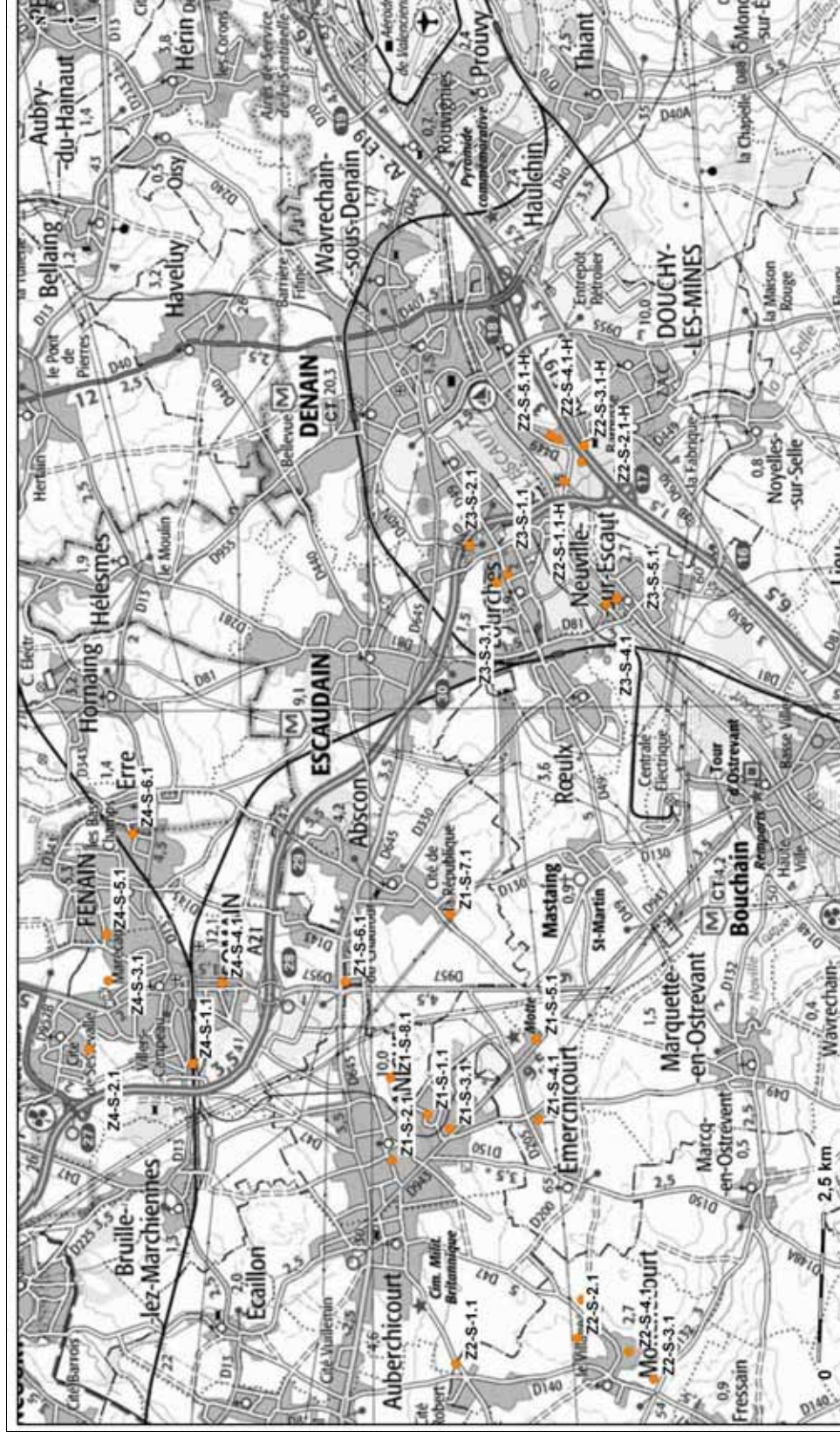
Les émissions actuelles déclarées de Procyrdhim en termes de mercure semblent élevées. A l'issue de la modélisation, il apparaît que les concentrations maximales modélisées se situent à proximité du site Procyrdhim. Cependant, ces concentrations (0,016 ng/m³) restent inférieures aux valeurs de référence.

Il a toutefois été décidé, suite au COPIL d'octobre 2011, de compléter le plan d'échantillonnage par des mesures de mercure dans les sols à proximité de cette installation afin de s'assurer qu'il n'y a pas eu d'accumulation de mercure dans les sols à proximité de ce site. 5 points de mesures ont été retenus.

Tableau 23 : Composés analysés – secteur de Somain

Composés	Commentaire	Nombre de prélèvements	
		Sols superficiels	Sols racinaires
Hg	Emissions actuelles du site considérées comme « élevées »	5	-

L'ensemble des points réalisés sont localisés sur la figure ci-après.



6.6 Résultats des analyses de sols

Le tableau suivant présente les résultats synthétisés des concentrations mesurées dans les sols analysés. L'ensemble des résultats est reporté en Annexe 6. Il donne pour chaque composé les concentrations minimale, maximale, moyenne, médiane et les centiles 75 et 90. Les résultats sont présentés indistinctement de la profondeur de prélèvement dans un premier temps.

Tableau 24 : Résultats des analyses de sols

Paramètre	Unité	Min	Max	moyenne	médiane	P75	P90
Matière sèche	%	67,80	90,50	81,30	81,35	83,5	85,35
PCB-DL							
TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	0,94	13,20	3,86	1,45	2,32	8,85
TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	0,95	13,20	3,86	1,45	2,32	8,85
Dioxines							
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	1,45	20,00	5,80	2,05	3,75	13,50
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	1,39	19,90	5,73	1,99	3,65	13,40
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	3,31	21,50	7,57	4,01	5,31	15,02
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	3,74	21,90	7,99	4,44	5,70	15,42
HAP							
Anthracène	mg/kg Ms	0,07	2,30	0,30	0,11	0,21	0,54
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	0,14	1,90	0,77	0,64	1,10	1,70
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	0,16	2,20	0,84	0,67	1,20	1,72
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	0,07	2,40	0,92	0,82	1,20	2,00
Benzo(g,h,i)peryène	mg/kg Ms	0,08	1,40	0,51	0,44	0,75	1,01
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	0,09	1,10	0,45	0,37	0,61	1,00
Chrysène	mg/kg Ms	0,07	1,90	0,77	0,64	0,99	1,80
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	0,08	0,30	0,16	0,14	0,21	0,25
Fluoranthène	mg/kg Ms	0,11	5,10	1,49	1,10	1,98	3,51
Fluorène	mg/kg Ms	0,09	0,58	0,29	0,25	0,43	0,52
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	0,14	1,70	0,66	0,62	0,90	1,24
Naphtalène	mg/kg Ms	0,08	0,24	0,14	0,12	0,21	0,23
Phénanthrène	mg/kg Ms	0,10	4,90	0,76	0,39	0,63	1,56
Pyrène	mg/kg Ms	0,08	3,60	1,03	0,81	1,38	2,21
Acénaphthylène	mg/kg Ms	-	-	-	-	-	-
Acénaphtène	mg/kg Ms	0,06	0,60	0,33	0,33	0,46	0,55
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	0,32	27,00	8,41	6,80	11,00	18,10
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	0,18	20,00	6,26	5,05	8,30	13,10
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	0,18	13,00	4,81	4,00	6,58	11,00
Eléments Traces Métalliques							
Mercur (Hg)	mg/kg Ms	0,05	0,82	0,14	0,11	0,13	0,19
Arsenic (As)	mg/kg Ms	2,50	18,00	8,24	8	8,625	10,7
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	0,14	1,80	0,56	0,45	0,625	0,847
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	16,00	79,00	36,27	35	38,25	45,4
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	8,70	72,00	26,20	25,5	30	35,8
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	8,80	80,00	23,81	20	24	32,8
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	15,00	310,00	64,27	42,5	67,75	127
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	45,00	470,00	150,30	110	212,5	274

Légende :

Les graphiques ci-après (« boîtes à moustaches » ou « box-plot ») représentent la distribution statistique des concentrations mesurées pour les différents composés. Les résultats présentent distinctement les concentrations mesurées dans les sols de surfaces de celles mesurées dans les sols racinaires.

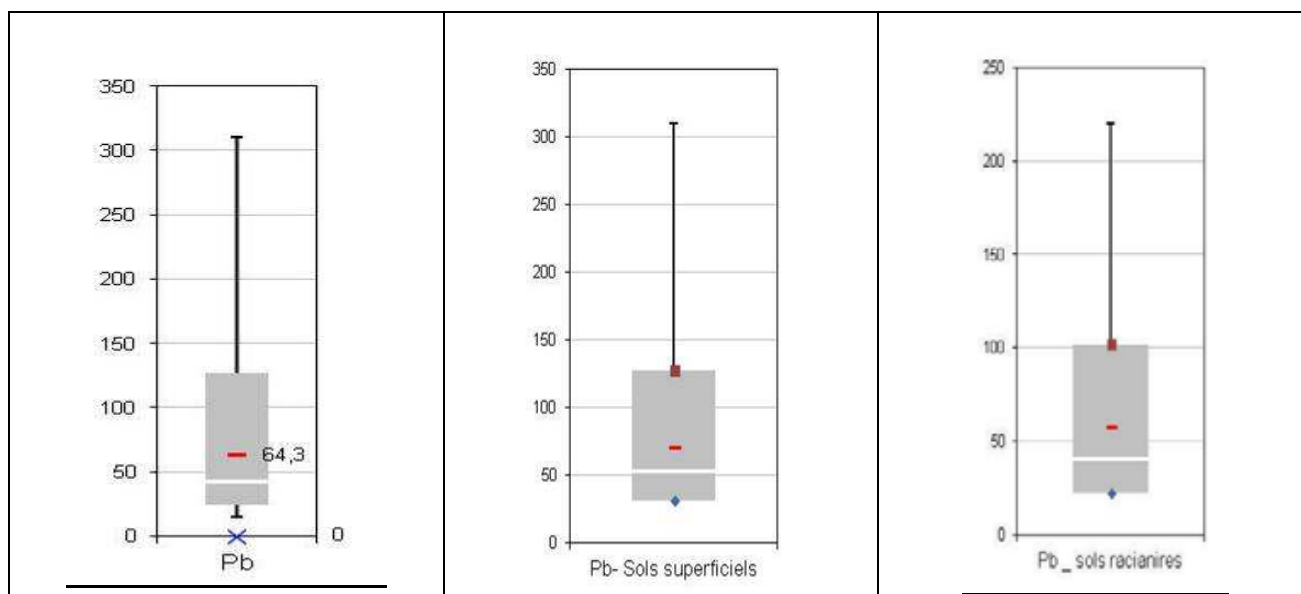
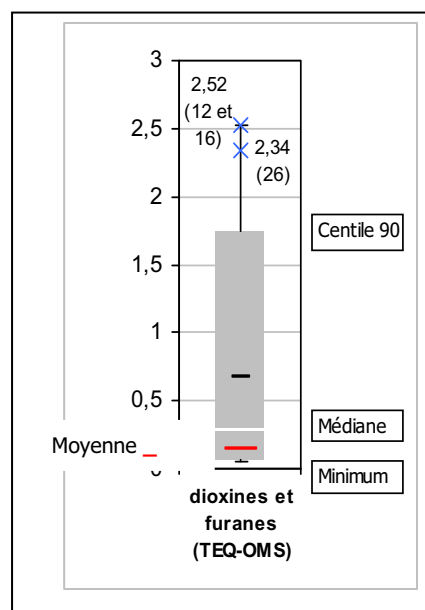


Figure 20 : Concentrations mesurées en plomb en mg/kg MS

Le plomb est détecté sur l'ensemble des échantillons prélevés à des concentrations comprises entre 15 et 310 mg/kg MS.

Dans les sols racinaires, les plus fortes concentrations sont observées sur le point Z1-P-5 (habitation – République : 220 mg/kg). Les concentrations les plus importantes sont toutefois relevées dans les sols superficiels. La valeur maximale de 310 mg/kg MS est mesurée au niveau du point Z2-S-4.1 au droit de la zone de l'ancienne cokerie de Monchecourt. Concernant ce dernier point, la concentration « élevée » peut toutefois s'expliquer par la présence d'une zone dépôt encombrant/déchets à proximité.

Par ailleurs, on ne note pas de différence significative dans les concentrations moyennes ni selon les zones investiguées, ni selon les profondeurs de prélèvement.

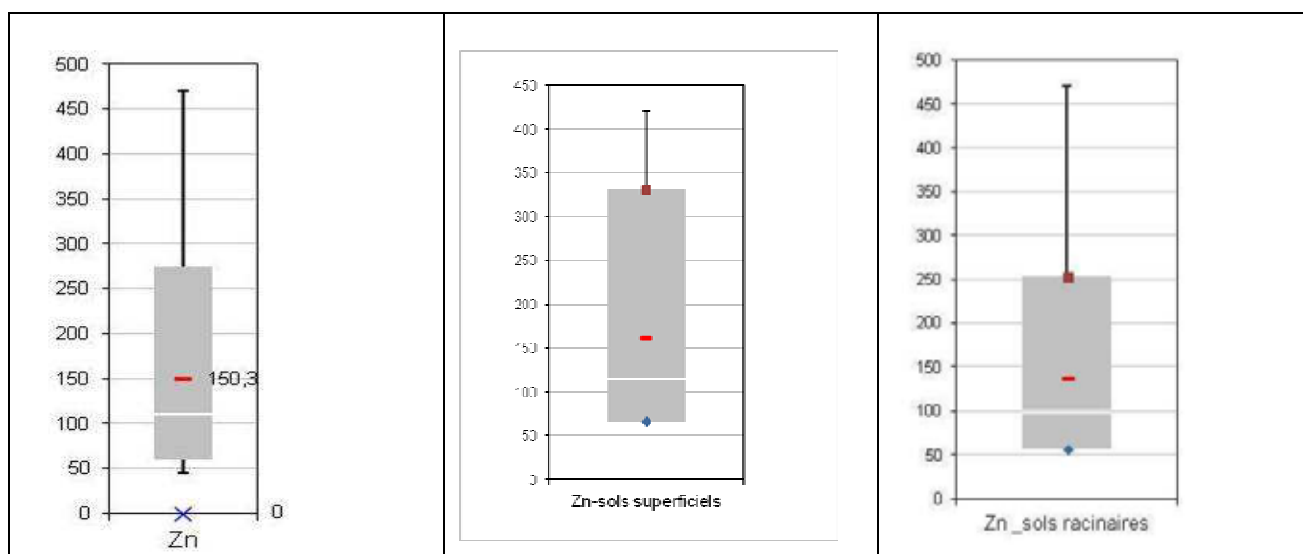


Figure 21 : Concentrations mesurées en zinc en mg/kg MS

Le zinc est détecté sur l'ensemble des échantillons prélevés à des concentrations comprises entre 45 et 470 mg/kg MS. La plus grande hétérogénéité est retrouvée au sein de la zone 1-Aniche puisque c'est sur cette zone que l'on retrouve ces deux extrêmes. La concentration maximale mesurée est du même ordre de grandeur que celle mesurée lors du diagnostic réalisé par la SNET en juillet et août 2007 (470 mg/kg vs 410 mg/kg). La concentration la plus élevée est retrouvée au droit du point Z1-P-5, comme pour le plomb.

Les concentrations moyennes mesurées restent comparables quelle que soit la zone et la profondeur de prélèvement.

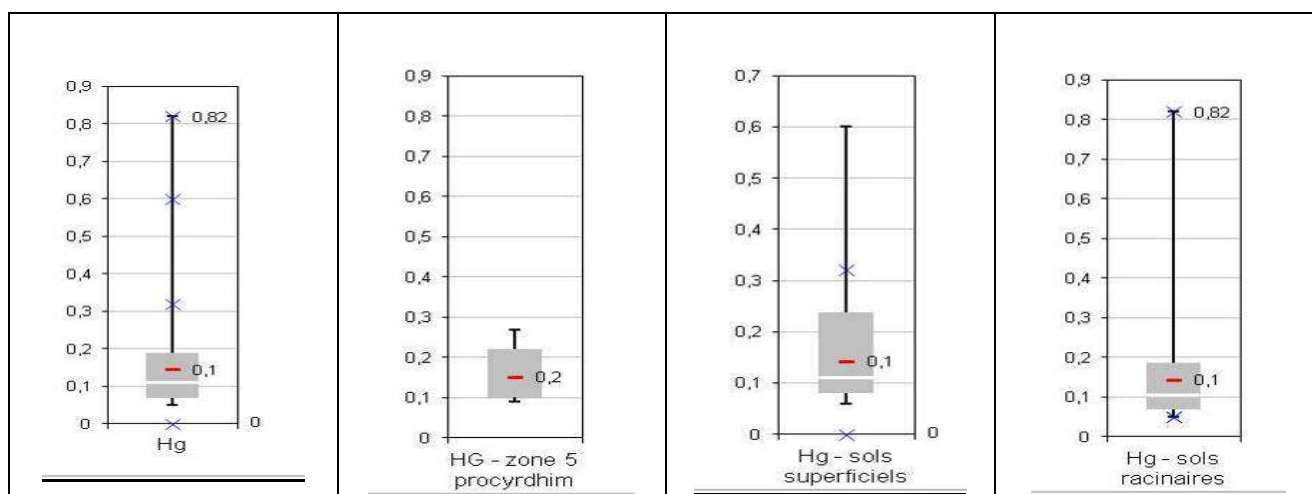


Figure 22 : Concentrations mesurées en Mercure (Hg)

La concentration en mercure la plus élevée (0,82 mg/kg MS) est observée sur le point Z1-P-5 (habitation – République) sur la zone de St Gobain – Aniche. Hormis ce point, aucune différence ne peut être mise en évidence selon les zones ou les profondeurs de prélèvement.

Les concentrations restent dans la gamme des concentrations mesurées précédemment sur la zone lors des diagnostics réalisés par la SNET notamment. La concentration maximale mesurée était de 0,26 mg/kg.

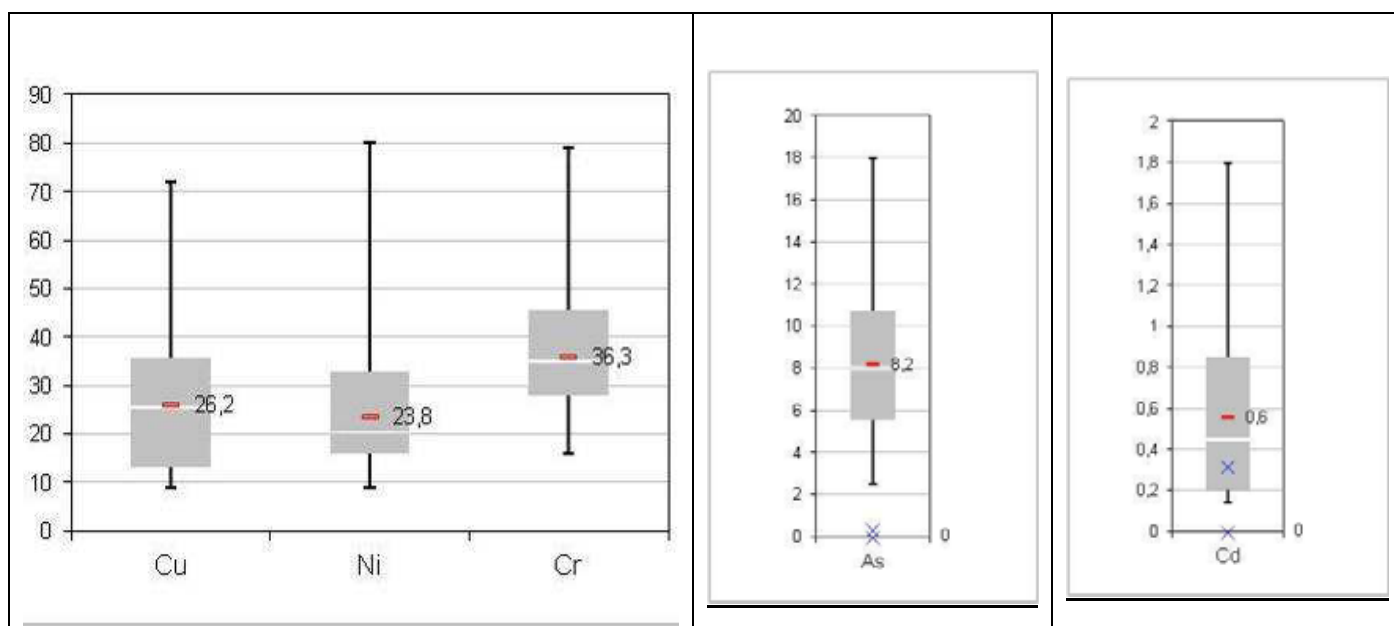


Figure 23 : Concentrations mesurées Cuivre, Nickel, Chrome, Arsenic et Cadmium en mg/kg MS

En ce qui concerne le cuivre, l'arsenic et le chrome, la faible différence entre la moyenne et la médiane des concentrations mesurées montre une grande homogénéité des concentrations sur la zone. L'homogénéité au sein des différents secteurs investigués tendrait à indiquer l'absence de sources ponctuelles de contamination et qu'il s'agirait plutôt de source diffuse pour ces composés.

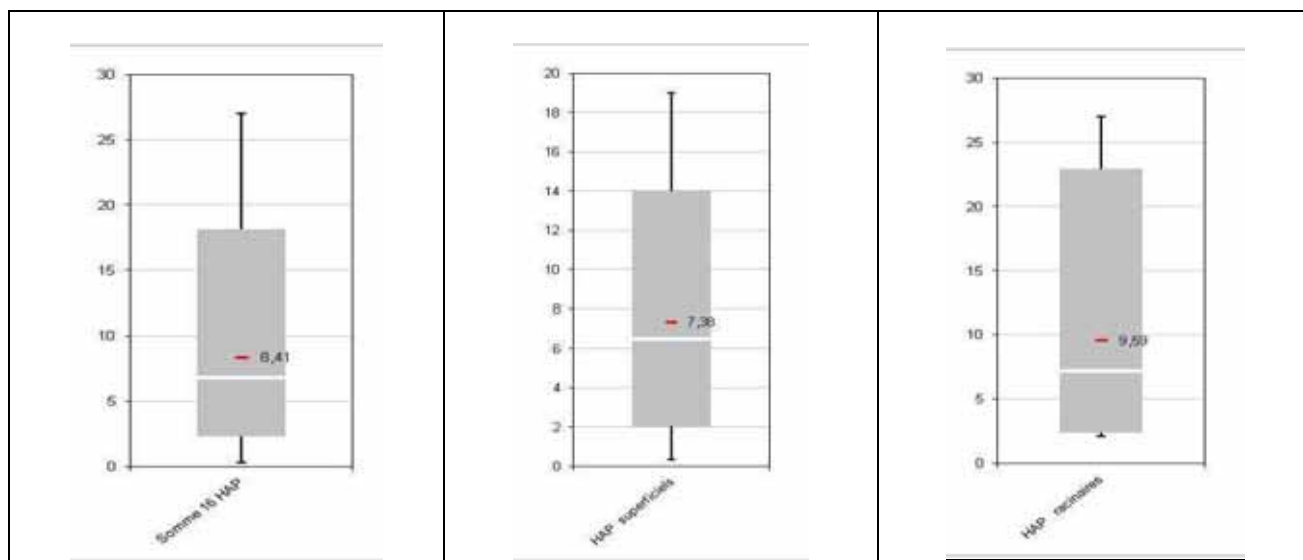


Figure 24 : Concentrations mesurées en HAP en mg/kg MS

Les résultats concernent la somme des seize HAP. Les HAP ont été détectés sur la quasi-totalité des prélèvements réalisés, sur l'ensemble des zones investiguées, tant dans les sols superficiels (moyenne de

7,38 mg/kg MS) que racinaires (moyenne de 9,59 mg/kg MS). Les valeurs maximales sont de 19 mg/kg MS pour les sols superficiels et de 27 mg/kg MS pour les sols racinaires.

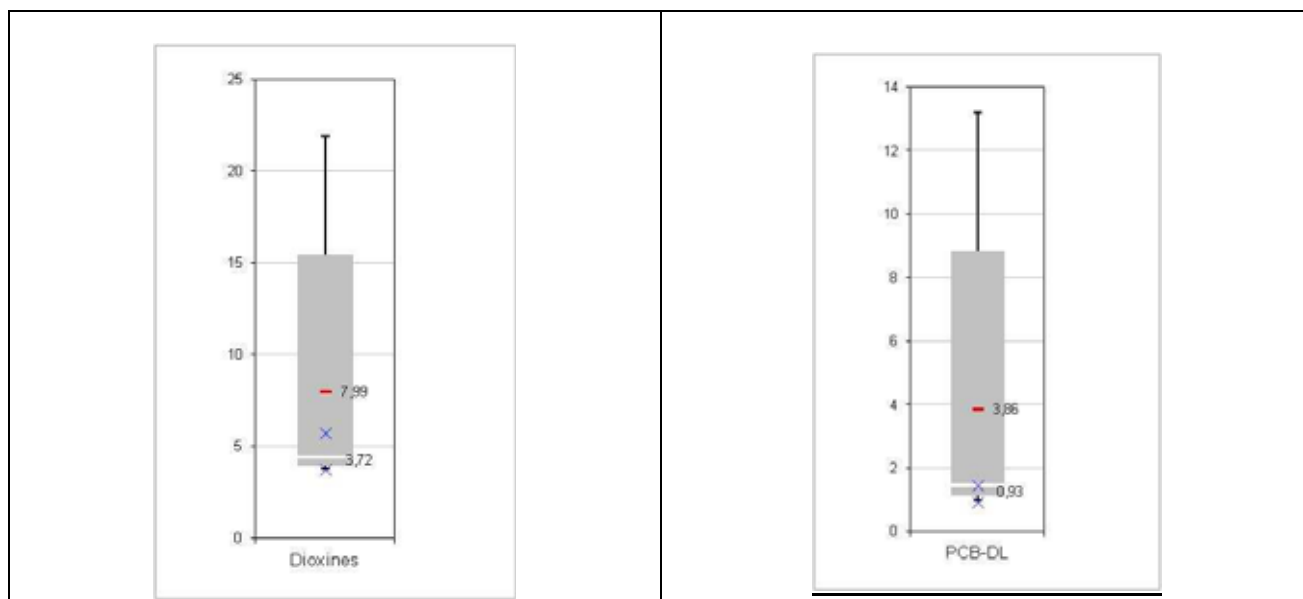


Figure 25 : Concentrations mesurées en Dioxines et PCB-DL en ng/kg MS I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)

En ce qui concerne les dioxines/furannes dans les sols, il apparaît que les valeurs mesurées se situent dans la gamme inférieure des concentrations relevées au niveau de zones urbaines ou industrielles (référence BRGM : 20,8 pg TEQ-OMS97/g MS). La valeur la plus élevée est mesurée au droit du point Z1-S4 (Ecole – D205).

Ces concentrations confirment les concentrations mesurées par ailleurs sur la zone (cf rapport BURGEAP RACIND00298/A23063/CAsA091555) à proximité du site procyrdhim.

Sur le site des Navarres à Aniche où des compléments avaient été demandés, les résultats restent faibles, à savoir 1,4 ng/kg MS I-TEQ pour les PCB-DL et 3,74 ng/kg MS I-TEQ pour les dioxines.

Sur l'ensemble des points de mesure réalisés, on peut voir que la répartition des différents congénères est quasiment identique. C'est l'octa CDD qui est majoritairement représenté et les furannes dans une moindre mesure. La 2,3,7,8-Tétra CDD est toujours inférieure à la limite de quantification. L'incinération de produits imprégnés d'herbicides de type 2,4,5-T ne peut donc être incriminé.

En ce qui concerne les PCB-DL, les concentrations mesurées sont dans la gamme des concentrations précédemment mesurées sur la zone. Elles étaient comprises entre 1 et 5,8 pg I-TEQ/g.

7. Interprétation de l'état des milieux

7.1 Méthodologie

L'interprétation de l'état des milieux (IEM) est réalisée dans le présent rapport suivant les recommandations méthodologiques du guide « La démarche d'Interprétation de l'Etat des Milieux » du Ministère en charge de l'environnement version 0 mis en application le 8/02/07.

L'interprétation des mesures réalisées repose donc sur une comparaison successive à :

- l'état naturel de l'environnement, celui-ci se composant d'un bruit de fond géochimique et d'un bruit de fond anthropique lié à l'activité humaine non spécifique au site (pour les sols, les eaux souterraines et superficielles, l'air) ;
- les valeurs réglementaires pour la gestion pertinente des milieux (par exemple pour les eaux potables, les eaux de baignades, l'air, les végétaux).

Lorsque la comparaison à l'état des milieux naturels ou à l'état initial de l'environnement montre une dégradation des milieux et que les valeurs de gestion ne sont pas disponibles, la question de savoir dans quelle mesure cet état dégradé des milieux peut compromettre ou non son usage se pose.

Dans ce cas, l'interprétation repose sur la réalisation d'un calcul d'EQRS (évaluation quantitative des risques sanitaires) tel que décrit dans le guide du Ministère chargé de l'environnement avec une grille de calcul et une interprétation des résultats spécifique.

Les valeurs de référence utilisées sont présentées dans le paragraphe suivant.

7.2 Valeurs de références utilisées

7.2.1 Pour le milieu sol

7.2.1.1 Données de bruit de fond pour les métaux et métalloïdes

Plusieurs études françaises et internationales rassemblent des données sur les teneurs en métaux dans les sols. Les paragraphes ci-dessous présentent les résultats les plus significatifs compte tenu de la nature des prélèvements réalisés dans cette étude.

Wedepohl, 1972, données générales sur la géochimie des roches

Cette étude présente des données sur les teneurs des différents métaux dans les roches en fonction du type de roche considéré. Il s'agit d'une étude internationale. Elle est synthétisée dans le rapport du BRGM RP-50888-FR d'avril 2001 « Résidus de procédés thermiques : élaboration d'un référentiel ». Les valeurs concernant les roches sédimentaires sont reportées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 25 : Wedepohl ; 1972 : bruit de fond en métaux dans les roches sédimentaires

Concentration (mg/kg)	Roches argileuses			Roches sableuses			Roches calcaires		
	moy	max	min	moy	max	min	moy	max	min
Arsenic	12.4	30	0.3	15.5	17	0.6	3.09	23.5	0.1
Cadmium	1.095	2.6	0.016	0.014	-	-	2100	10000	0.035
Chrome	79	1500	33	30	208	9	7.4	16	1

Concentration (mg/kg)	Roches argileuses			Roches sableuses			Roches calcaires		
	moy	max	min	moy	max	min	moy	max	min
Cuivre	132	7500	2	14.6	115	0.1	12.6	500	0.1
Mercure	0.695	14.3	0.025	0.045	0.1	0.026	0.044	0.048	0.033
Nickel	73	425	14	43	234	2	16	32	12
Plomb	114	139	1	11.21	82.3	0.95	6.2	219	0.4
Zinc	103	1300	2	60	198	5	21.7	1900	0.1

Programme ADEME/INRA – base ANADEME

Ce programme a été financé par l'ADEME et supervisé par l'unité Sciences du Sol de l'INRA dans le cadre de la réalisation des plans d'épandage des boues d'épuration. Les mesures ont été réalisées dans les années 1990 sur une large part du territoire français, en zone rurale. Les concentrations mesurées correspondent aux 30 premiers centimètres de sols.

Le tableau ci-après reprend les résultats des mesures pour l'ensemble du territoire français¹.

Tableau 26 : Programme ADEME/INRA : bruit de fond en métaux dans les sols agricoles français

Concentrations en mg/kg MS	DONNEES NATIONALES	
	médiane ²	centile 90 ³
Cadmium	0.3	0.69
Chrome	37.6	69.4
Cuivre	13.8	28.03
Mercure	0.05	0.11
Nickel	20.4	41.8
Plomb	25.6	43.8
Zinc	59	102

Programme INRA – ASPITET

Le programme « Apports d'une Stratification Pédologique pour l'Interprétation des Teneurs en Eléments Traces » a été développé par l'INRA dans le but de fournir des références sur les teneurs totales en éléments traces métalliques mesurées dans divers sols français de zones rurales. Les résultats obtenus sont reportés dans le tableau suivant⁴.

¹ Source : BRGM, Fonds géochimique naturel : état des connaissances à l'échelle nationale, rapport RP-50158-FR, 2000.

² La médiane est la valeur telle que la moitié des échantillons présentent une concentration supérieure à cette valeur et l'autre moitié une concentration inférieure.

³ Le centile 90 est la valeur telle que un dixième des échantillons présentent une concentration supérieure à cette valeur et 9 dixièmes une concentration inférieure.

⁴ Source : BRGM, Bases de données existantes relatives à la qualité des sols : contenu et utilisation dans le cadre de la gestion des sols pollués, version provisoire, 2007 et <http://etm.orleans.inra.fr>

Tableau 27 : Programme INRA/ASPITET : bruit de fond en métaux dans les sols agricoles français

Concentrations en mg/kg MS	Sols ordinaires	sols à anomalie modérée	sols à anomalie forte
Arsenic (As)	1-25	30-60	60-230
Cadmium (Cd)	0.05-0.45	0.7-2	2-7
Chrome III (CrIII)	10-90	90-150	150-534
Cuivre (Cu)	2-20	20-62	-
Mercuré (Hg)	0.02-0.2	0.2-0.45	néant
Nickel (Ni)	2-60	60-130	130-480
Plomb (Pb)	9-50	60-90	100-3000
Zinc (Zn)	10-100	100-250	250-3800

Des valeurs sont également fournies pour différents types de sols. Le tableau ci-dessous reprend les concentrations médianes et centiles 90 pour les sols issus de « limons des plateaux ». Il s'agit des valeurs pour les sols à moins de 23 % d'argile, qui constituent la majorité des sols de surface.

Tableau 28 : Programme INRA/ASPITET : bruit de fond en métaux dans les sols issus de « limons des plateaux »

Concentrations en mg/kg MS	médiane	centile 90
Cadmium	0.1	0.24
Cobalt	6.3	11.2
Chrome	40.7	50.7
Cuivre	6.2	12.3
Nickel	11.7	22.4
Plomb	23.1	31.3
Zinc	41	59

La comparaison des tableaux précédents montre que les limons des plateaux peuvent être assimilés à des sols « ordinaires » ; ils ne présentent pas naturellement de concentrations métalliques élevées.

Référentiel pédo-géochimique (RPG) du Nord – Pas-de-Calais

Dans la présente étude, les valeurs de bruit de fond pédo-géochimique du Nord – Pas-de-Calais sont utilisées comme valeurs de référence pour comparer les teneurs en métaux dans les sols au droit du secteur d'étude.

Ces valeurs sont issues du rapport final « référentiel pédo-géochimique du Nord – Pas-de-Calais » du 15 octobre 2002 réalisé par l'INRA et ISA.

Ce référentiel pédo-géochimique est une estimation des teneurs en éléments en traces potentiellement toxiques dans les principaux types de sols cultivés ou forestiers de la région Nord – Pas-de-Calais. Les concentrations en éléments en traces dans ces sols sont susceptibles d'être les plus proches des concentrations originelles ou naturelles dans les sols, c'est-à-dire non ou peu influencées par l'action de l'homme.

Les valeurs rapportées dans le tableau ci-après correspondent aux formations pédo-géologiques les plus communément retrouvées dans les sous-régions du Cambrasis et du Hainaut.

Tableau 29 : Bruit de fond pédo-géochimique

Concentrations en mg/kg MS	médiane	centile 95
Arsenic	8.5	11.7
Cadmium	0.41	0.73
Chrome	54.5	66.3
Cuivre	15.8	23.4
Nickel	20.5	27.2
Plomb	30.3	51.4
Zinc	65.8	90.9
Mercur	0.065	0.162
Manganèse	642	770
Vanadium	58.8	76.3

7.2.1.2 Données de bruit de fond pour les HAP

Peu de données sont disponibles sur le bruit de fond dans les sols en HAP. Nous n'avons pas recensé de données spécifiques aux sols français. Le tableau suivant reprend les données des rapports de l'ATSDR : « *Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*, 1995 et *Toxicological Profile for Naphthalene, 1-Methylnaphthalene, and 2-Methylnaphthalene* » (2005).

Tableau 30 : ATSDR : bruit de fond pour les HAP

Concentration en mg/kg MS	Teneurs naturelles dans les sols ruraux ou agricoles	Teneurs anthropiques dans les sols urbains
Naphtalène	0.003	< 0.15
Acénaphthylène	0.005	-
Acénaphthène	< 0.01	-
Fluorène	< 0.01	-
Phénanthrène	0.14	-
Anthracène	< 0.01	-
Fluoranthène	< 0.21	-
Pyrène	< 0.15	-
Benzo(a)anthracène	< 0.11	-
Chrysène	< 0.12	-
Benzo(b)fluoranthène	< 0.22	-
Benzo(k)fluoranthène	< 0.25	-
Benzo(a)pyrène	< 1.3	-
Dibenzo(a,h)anthracène	-	-

Concentration en mg/kg MS	Teneurs naturelles dans les sols ruraux ou agricoles	Teneurs anthropiques dans les sols urbains
Benzo(g,h,i)pérylène	< 0.07	-
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	< 0.1	-
Somme des 16 HAP	< 2.3	-

7.2.1.3 Données de bruit de fond pour les dioxines/furanes et PCB-DL

Pour les dioxines et furanes, des valeurs de bruit de fond sont disponibles dans le rapport du BRGM de 2005 « Dioxines dans les sols français : un premier état des lieux ».

Les concentrations mesurées dans les sols s'échelonnent entre 0,001 et 280 ng OMS-TEQ¹/kg MS, avec une médiane et un centile 90 à, respectivement, 2,25 et 19,9 ng OMS-TEQ/kg MS. La somme des 17 congénères est comprise entre 9 et 18 707 ng/kg MS, avec une médiane et un centile 90 à, respectivement, 120 et 1255 ng/kg MS.

Dans son ouvrage « Dioxines dans l'environnement : Quels risques pour la santé ? » paru en 2000, l'INSERM donne également des valeurs de bruit pour les dioxines et furanes dans les sols en France en 1999 : 0,02 à 1 ng TEQ/kg pour les zones rurales, 0,2 à 17 ng TEQ/kg pour les zones urbaines, et 20 à 60 ng TEQ/kg pour les zones industrielles.

L'étude du BRGM réalisée sur 342 échantillons de sols en France entre 1998 et 2007 (Dioxines/Furanes dans les sols français Second Etat des Lieux, analyses 1998-2007, BRGM mars 2008) donne les concentrations suivantes :

- Médiane : 2,2 ng TEQ / Kg MS
- P90 = 20,5 ng TEQ / Kg MS

Une fois exclues les quelques données particulières, il devient possible pour le BRGM de proposer des valeurs de bruit de fond anthropique en PCDD/F (hors PCB DL) dans les sols selon deux classes :

- les zones rurales (toutes anciennetés) et urbaines (n'ayant pas connues le fonctionnement d'un incinérateur au-delà des 10 dernières années) ;
- les zones urbaines/industrielles (ayant connues le fonctionnement d'un incinérateur au-delà des 10 dernières années)

Tableau 31 : BRGM : bruit de fond pour les Dioxines

pg TEQ-OMS ₉₇ /g MS	Médiane	P90	Nombre d'analyses
zones rurales (toutes anciennetés) et urbaines (principalement < 10 ans)	1,3	3,2	138
zones urbaines/industrielles (principalement > 10 ans)	4,7	20,8	58

Les données en gras présentées dans le tableau ci-dessus sont celles retenues comme valeur de comparaison. Ainsi, nous retiendrons la fourchette [3,2 – 20,8] pg TEQ-OMS₉₇/g MS.

¹ TEQ : Equivalent toxique. Pour caractériser la charge toxique totale liée aux dioxines et furanes présentes dans un échantillon, on exprime les concentrations mesurées en équivalent toxiques. Un coefficient proportionnel au degré de toxicité a été attribué à chacun des 17 congénères toxiques par les instances internationales (OMS) permettant d'estimer la toxicité d'un mélange de congénères par la somme pondérée des concentrations des 17 congénères.

A noter que la prise en compte des PCB-DL dans les analyses de sols conduirait à une augmentation de 17 à 66 % du TEQ OMS/kg MS correspondant à [3.5 – 13.7] TE-PCB-WHO 1998.

7.2.1.4 Données de bruit de fond retenues

Les résultats des analyses réalisées sur les sols seront comparés aux données du bruit de fond régional, national ou international extraites de la littérature, à savoir :

- Le P95 du référentiel PG des sous régions du Cambrasis et du Hainaut pour les ETM, les données locales sont privilégiées aux données internationales,
- Les données des rapports de l'ATSDR pour les HAP (seules données recensées) ;
- Le P90 proposé par le BRGM pour les zones urbaines/industrielles (principalement > 10 ans) en France pour les dioxines et furanes, car cette typologie est ce qui correspond le mieux à notre zone d'étude.

7.2.2 Pour les végétaux

Peu de données de bruit de fond ou valeurs de référence sont disponibles dans la littérature pour les végétaux.

Dans le cadre du diagnostic mené en juillet et août 2007 par la SNET à la demande de l'administration, des prélèvements de végétaux ont été réalisés. Afin de disposer d'échantillons « témoins », des végétaux ont été achetés dans des lieux de commercialisation régionaux. Les concentrations mesurées dans ses végétaux « témoins » sont reportées dans le tableau suivant.

Par ailleurs, les Etudes de l'Alimentation Totale (EAT)¹, réalisées à l'échelle nationale, qui ont pour objectif premier de surveiller l'exposition des populations à des substances chimiques présentes dans les aliments mentionnent également des estimations de la teneur moyenne en contaminants inorganiques et minéraux dans différents types d'aliments dont les légumes. Ces valeurs sont également reportées dans le tableau suivant.

Tableau 32 : Valeurs de référence – végétaux

Composé	Unité	Témoin NpC				EAT2
		Radis - NPdC	Betterave - NPdC	Courgettes - NPdC	Thym - France	légumes
Arsenic	mg/kg MF	< 0,1	0,12	< 0,1	0,28	0.011
Cadmium	mg/kg MF	0,011	0,041	< 0,01	0,031	0.0122
Chrome	mg/kg MF	0,2	0,81	< 0,1	3,9	0.12
Manganèse	mg/kg MF	< 5,0	8,7	< 5,0	21	1.34
Mercuré	mg/kg MF	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	0.005
Nickel	mg/kg MF	0,11	0,4	< 0,1	1,7	0.093
Plomb	mg/kg MF	0,15	0,55	< 0,1	0,82	0.008
Vanadium	mg/kg MF	0,07	0,14	< 0,05	1,4	0.022
Zinc	mg/kg MF	< 5,0	< 5,0	< 5,0	12	2.34

¹ Anses (2011), Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2) Tome 1 - Contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques persistants, mycotoxines, phyto-estrogènes.

Par ailleurs, nous disposons comme valeurs de référence les valeurs réglementaires françaises lorsqu'elles existent, ou à défaut la plus faible des valeurs réglementaires recensées pour les autres pays, ou encore, si aucune valeur réglementaire n'est disponible, la borne haute des concentrations « moyennes » mesurées dans les parties consommables référencées dans l'ouvrage « Contamination des sols », ADEME 2005¹.

Tableau 33 : Concentrations usuelles et valeurs réglementaires pour les métaux dans les végétaux

Polluant	concentrations "typiques" (2)	concentrations "moyennes" parties consommables (3) ²	Valeurs réglementaires françaises ou associées (4)	Valeurs guides (5)
	mg/kg matières sèches	mg/kg matières sèches	mg/kg poids frais	mg/kg poids frais
Arsenic (As)	0.01 à 0.3	0 à 1.5	-	1 (UK) R 1 à 2 (NZ) NR 1 (Aust.) NR
Cadmium (Cd)	0.03 à 0.8	0 à 1	0.05 à 0.2 * 0.1 à 0.2 **	synthèse : R et NR disponibles variant de 0.1 à 1 (NZ)
Chrome III (CrIII)	0.06 à 6	0 à 3	-	-
Cuivre (Cu)	2.4 à 10	5 à 20	-	10 (Finl.) R 30 (NZ) NR 10 (Aust.) NR
Mercure (Hg)	0.01 à 0.12	0 à 0.5	0.03 à 0.05 **	synthèse : R et NR disponibles variant de 0.03 à 0.1 (D & NZ)
Nickel (Ni)	0.8 à 8.6	0.1 à 6	-	-
Plomb (Pb)	0.3 à 6.4	0.01 à 4	0.1 à 0.3 * 0.3 à 0.5 **	synthèse : R et NR disponibles variant de 0.1 à 0.8 (All.)
Zinc (Zn)	12 à 380	10 à 50	-	40 (NZ) NR 150 (Aust.) NR

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
Contamination des sols. Transferts des sols vers les plantes. ADEME, 2005. EDP Sciences.	source : de (1) tableau page 53.	source : de (1) tableau page 106. Synthèse annexe 2	de (1) * règlement CE N°1881/2006 ** CHSPF, 1996	de (1) annexe 3 Valeurs guides réglementaires (R) ou non (NR) d'autres pays pour l'alimentation humaine

¹ Contrairement aux valeurs réglementaires, données en mg/kg de poids frais, ces concentrations « moyennes » sont données en mg/kg de matière sèche. Pour passer de la concentration en poids sec à la concentration en poids frais dans le végétal, le taux d'humidité du végétal doit être considéré.

² Les concentrations moyennes sont issues de la compilation de données issues de la littérature et de données individuelles, lorsque le nombre d'échantillon n est > à 50. Lorsque n est < à 50, les concentrations ne sont qu'indicatives

7.2.3 Pour les matrices animales

Le Comité permanent de la chaîne alimentaire et de la santé animale a initié en 2011 une révision des teneurs maximales de dioxines/furannes et PCB de type dioxine et la mise en place des teneurs maximales pour les PCB de type non-dioxine dans différentes denrées alimentaires. Deux textes réglementaires servent désormais de référence pour ces seuils et modifient :

- La recommandation 2011/516/UE sur la réduction de la présence de dioxines, de furannes et de PCB dans les aliments pour animaux et les denrées alimentaires, concernant les seuils d'intervention,
- Le règlement (UE) n° 1259/2011 (modifiant le règlement (CE) n° 1881/2006) en ce qui concerne les teneurs maximales en dioxines, en PCB de type dioxine et en PCB autres que ceux de type dioxine des denrées alimentaires.

Ainsi, les valeurs maximales réglementaires sont :

Tableau 34 : Valeurs de référence PCDD/PCDF et PCB-DL– matrices animales

	Somme des dioxines (OMS-PCDD/ F-TEQ)	Somme des dioxines et PCB de type dioxine (OMS-PCDD/F-PCB- TEQ)
Œufs*	2,5 pg/g de graisses	5,0 pg/g de graisses
Lait	2,5 pg/g de graisses	5,5 pg/g de graisses

*Pour les œufs, il est à noter que la réglementation ne s'applique qu'aux élevages commerciaux et non aux particuliers élevant des volailles pour leur consommation privée.

Ce règlement est applicable depuis le 1^{er} janvier 2012.

Les PCDD/F ont été dosés dans 797 échantillons de denrées alimentaires recueillies entre 2002 et 2004 [plans de surveillance et de contrôle de la Direction générale de l'alimentation (DGAL) pour les produits d'origine animale, données du Centre national interprofessionnel de l'économie laitière (CNIEL) pour le lait, données de la Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes (DGCCRF) pour les produits végétaux et échantillonnage particulier de l'Afssa¹ et du LABERCA (Laboratoire d'Etude des Résidus et des Contaminants dans les Aliments de l'Ecole nationale vétérinaire de Nantes) pour certains produits céréaliers] ; La contamination moyenne en PCDD/F+PCB-DL² des échantillons des 21 groupes d'aliments, exprimés en pg TEQ_{OMS}/kg de poids brut (PB) ou de matière grasse (MG) peut être résumée de la façon suivante pour le lait et les œufs :

- le lait présente un niveau de contamination totale de 1,1 pg TEQ/g MG. La part des PCB-DL représente environ 60 % du TEQ total ; soit environ 0,44 pg TEQ/g MG pour les PCDD/F.
- les œufs présentent un niveau de contamination totale de 1 pg TEQ/g MG. La part des PCB-DL représente 55% du TEQ total ; soit environ 0,45 pg TEQ/g MG pour les PCDD/F.

L'Etudes de l'Alimentation Totale (EAT), mentionnent également des estimations de la teneur moyenne en Dioxines, furannes et PCB-DL dans types d'aliments dont le lait et les œufs :

- le lait présente un niveau de contamination totale de 1,25 pg TEQ/g MG.
- les œufs et dérivés présentent un niveau de contamination totale de 0,3 pg TEQ/g MG.

¹ Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (AFSSA) relatif à l'évaluation de l'exposition de la population française aux dioxines, furanes et PCB de type dioxine. Saisine n° 2005-SA-0372

² PCB/DL : PCB Dioxin like

7.3 Comparaison des concentrations mesurées aux valeurs de référence

7.3.1 Milieu « sol »

Tableau 35 : Comparaison des résultats dans les sols – ensemble des campagnes disponibles

Paramètre	Unité	VALEUR DE REFERENCE	Min	Max	moyenne	médiane	P75	P90
PCB-DL								
TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)*	ng/kg Ms	[3,5 – 13,7]	0,1	13,2	2,2	1,4	2,3	3,4
Dioxines								
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)*	ng/kg Ms	[3,2 - 20,8]	0,5	23,2	5,4	4,2	5,1	10,7
Eléments Traces Métalliques								
Mercuré (Hg)	mg/kg Ms	0,162	0,1	0,8	0,2	0,1	0,2	0,3
Arsenic (As)	mg/kg Ms	11,7	2,5	18,0	7,9	7,6	8,5	9,9
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	0,73	0,1	5,7	0,6	0,5	0,7	0,9
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	66,3	16,0	79,0	34,1	33,5	36,3	43,4
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	23,4	8,7	72,0	26,2	25,5	30,0	35,8
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	27,2	8,8	80,0	21,6	19,0	22,3	29,0
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	51,4	14,3	3460,0	99,6	40,0	66,0	130,0
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	90,9	45,0	470,0	155,0	120,0	202,5	287,0
Manganèse (Mn)	mg/kg Ms	770	170,0	500,0	318,0	295,0	352,5	407,0
Vanadium (V)	mg/kg Ms	76,3	19,0	61,0	33,7	32,0	39,0	50,1

* upper bound ou limite supérieure : prise en compte des valeurs de limite de quantification dans le calcul des équivalents toxiques

Le tableau ci-après présente la comparaison des concentrations mesurées uniquement lors de la campagne réalisée par BURGEAP dans les sols aux valeurs de référence.

Tableau 36 : Comparaison des résultats dans les sols – campagne BURGEAP 2012

Paramètre	Unité	VALEUR DE REFERENCE	Min	Max	moyenne	médiane	P75	P90
Matière sèche	%		67,80	90,50	81,30	81,35	83,5	85,35
PCB-DL								
TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	[3,5 – 13,7]	0,94	13,20	3,86	1,45	2,32	8,85
TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms		0,95	13,20	3,86	1,45	2,32	8,85
Dioxines								
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms		1,45	20,00	5,80	2,05	3,75	13,50
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms		1,39	19,90	5,73	1,99	3,65	13,40
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	[3,2 - 20,8]	3,31	21,50	7,57	4,01	5,31	15,02
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite supérieure)	ng/kg Ms		3,74	21,90	7,99	4,44	5,70	15,42
HAP								
Anthracène	mg/kg Ms	< 0,01	0,07	2,30	0,30	0,11	0,21	0,54
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	< 0,11	0,14	1,90	0,77	0,64	1,10	1,70
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	< 1,3	0,16	2,20	0,84	0,67	1,20	1,72
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	< 0,22	0,07	2,40	0,92	0,82	1,20	2,00
Benzo(g,h,i)peryène	mg/kg Ms	< 0,07	0,08	1,40	0,51	0,44	0,75	1,01
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	< 0,25	0,09	1,10	0,45	0,37	0,61	1,00
Chrysène	mg/kg Ms	< 0,25	0,07	1,90	0,77	0,64	0,99	1,80
Dibenz(a,h)anthracène	mg/kg Ms	-	0,08	0,30	0,16	0,14	0,21	0,25
Fluoranthène	mg/kg Ms	< 0,21	0,11	5,10	1,49	1,10	1,98	3,51
Fluorène	mg/kg Ms	< 0,01	0,09	0,58	0,29	0,25	0,43	0,52
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	< 0,1	0,14	1,70	0,66	0,62	0,90	1,24
Naphthalène	mg/kg Ms	0,003	0,08	0,24	0,14	0,12	0,21	0,23
Phénanthrène	mg/kg Ms	0,14	0,10	4,90	0,76	0,39	0,63	1,56
Pyrène	mg/kg Ms	< 0,15	0,08	3,60	1,03	0,81	1,38	2,21
Acénaphthylène	mg/kg Ms	0,005	-	-	-	-	-	-
Acénaphthène	mg/kg Ms	< 0,01	0,06	0,60	0,33	0,33	0,46	0,55
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	< 2,3	0,32	27,00	8,41	6,80	11,00	18,10
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	-	0,18	20,00	6,26	5,05	8,30	13,10
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	-	0,18	13,00	4,81	4,00	6,58	11,00
Eléments Traces Métalliques								
Mercuré (Hg)	mg/kg Ms	0,162	0,05	0,82	0,14	0,11	0,13	0,19
Arsenic (As)	mg/kg Ms	11,7	2,50	18,00	8,24	8	8,62	10,7
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	0,73	0,14	1,80	0,56	0,45	0,62	0,85
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	66,3	16,00	79,00	36,27	35	38,25	45,4
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	23,4	8,70	72,00	26,20	25,5	30	35,8
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	27,2	8,80	80,00	23,81	20	24	32,8
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	51,4	15,00	310,00	64,27	42,5	67,75	127
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	90,9	45,00	470,00	150,30	110	212,5	274

Remarque : Les valeurs en gras correspondent aux dépassements des valeurs de comparaison prises en compte

L'analyse des premiers éléments montrent les résultats suivants :

- **Dioxines** : En ce qui concerne les dioxines/furannes dans les sols, il apparaît que les valeurs mesurées sont inférieures au P90 des milieux urbains mais supérieures au P90 des milieux ruraux (non impactés). On observe donc une contamination d'origine anthropique, à peu près équivalente à celle observée sur d'autres zone urbaines/industrialisées.
- En ce qui concerne **les PCB-DL**, les concentrations mesurées sur le point max (Z1-S-4) sont cohérentes avec le rapport évoqué entre Dioxines et PCB-DL (Cf. paragraphe 7.2.1.3). On observe effectivement une concentration de l'ordre de 60 % de celles des dioxines.
- **HAP** : Les HAP ont été détectés sur la quasi-totalité des prélèvements réalisés. De nombreux dépassements des valeurs de référence sont observés sur l'ensemble des zones investiguées, tant dans les sols superficiels que racinaires. L'impact des anciennes activités ayant pu avoir lieu au droit des zones investiguées est fortement probable. Il est toutefois à noter que les valeurs de référence retenues sont caractéristiques d'un environnement rural. Par conséquent, les dépassements ne signifient pas qu'il y a une contamination préoccupante.
- **Manganèse, Vanadium et Chrome** : Aucun dépassement de la valeur de référence n'est observé sur la zone.
- **Arsenic** : le dépassement de la valeur de référence n'est observé sur la zone uniquement sur la valeur maximale mesurée (Z1-P-5 : habitation – République). Le percentile 90 reste toutefois inférieur à la valeur de référence considérée.
- **Mercure** : De faibles dépassements sont observés sur 4 des points investigués (Z5-S-3, Z5-S-4, Z3-P-4, Z4-S-3). Le plus fort dépassement est observé sur le point Z1-P-5 (habitation – République).
- **Cadmium et nickel** : Des dépassements sont observés en 3 points chacun. Un rapport de l'ordre de 3 est observé entre les concentrations les plus élevées et les valeurs de référence pour ces deux composés.
- **Plomb** : Des dépassements de la valeur repère sont observés sur 1/3 des points de mesure. Seuls deux points présentent des concentrations supérieures aux valeurs maximales de bruit de fond (198,1 mg/kg). Les plus forts dépassements sont observés sur le point Z1-P-5 (habitation – République : 220 mg/kg) comme pour le mercure et sur le point Z2-S-4 (Habitation – Dransar : 310 mg/kg t). Concernant ce dernier point, la concentration « élevée » peut toutefois s'expliquer par la présence d'une zone dépôt encombrant/déchets à proximité.
- **Cuivre et zinc** : De nombreux dépassement sont observés sur l'ensemble de la zone tant dans les sols superficiels que racinaires. Un facteur 10 est observé entre les concentrations les plus élevées et les valeurs minimales pour ces deux composés.

Pour le zinc, la concentration maximale mesurée est du même ordre de grandeur que celle mesurée lors du diagnostic réalisé par la SNET en juillet et août 2007 (470 mg/kg vs 410 mg/kg).

En plus d'un impact potentiel pour les ETM (**Hg, Cd, Ni, Pb, Cu et Zn**), un impact par les **HAP** est mis en évidence par les analyses réalisées.

Les dépassements du "bruit de fond" indique une contamination anthropique, mais pas forcément une préoccupation sanitaire. A défaut de valeurs réglementaires dans les sols, l'impact de ces dépassements pourra être apprécié au regard des résultats des calculs réalisés dans le cadre de l'évaluation quantitative des risques sanitaires.

Par ailleurs, les **dioxines** et **PCB-DL** seront considérées dans la mesure où la limite supérieure des concentrations mesurées est dans la gamme supérieure du bruit de fond considéré.

7.3.2 Matrices végétales

Le tableau ci-après présente la comparaison des concentrations mesurées dans les végétaux aux valeurs de référence. Les concentrations mesurées sont celles présentées lors de la phase de diagnostic initial (Cf. paragraphe 3.1.2). les valeurs de référence sont rappelées dans le tableau ci-après :

Tableau 37 : Valeurs de référence – végétaux

Composé	Unité	Témoin				EAT2 légumes	Valeur limite réglementaire (règlement CE N°1881/2006)		
		Radis - NPdC	Betterave - NPdC	Courgettes - NPdC	Thym - France		Légumes-feuilles	Fruits	Autres
Arsenic	mg/kg MF	< 0,1	0,12	< 0,1	0,28	0.011	-	-	-
Cadmium	mg/kg MF	0,011	0,041	< 0,01	0,031	0.0122	0,2	0,05	0,1
Chrome	mg/kg MF	0,2	0,81	< 0,1	3,9	0.12	-	-	-
Manganèse	mg/kg MF	< 5,0	8,7	< 5,0	21	1.34	-	-	-
Mercure	mg/kg MF	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	0.005	-	-	-
Nickel	mg/kg MF	0,11	0,4	< 0,1	1,7	0.093	-	-	-
Plomb	mg/kg MF	0,15	0,55	< 0,1	0,82	0.008	0,3	0,1	0,1
Vanadium	mg/kg MF	0,07	0,14	< 0,05	1,4	0.022	-	-	-
Zinc	mg/kg MF	< 5,0	< 5,0	< 5,0	12	2.34	-	-	-

Tableau 38 : Comparaison des résultats dans les végétaux

Composé	Unité	PC1			PC5			PC7				Saint Gobain					
		Radis	Courgette	Thym	Salade	Betterave	Pomme de terre	Betterave	Epinard	Tomate	Pommes	Carottes	Navets	Salade	Choux	Pommes de terre	Maïs
Arsenic	mg/kg MF	0,4	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1						
Cadmium	mg/kg MF	0,03	< 0,01	0,02	0,03	0,032	0,013	0,03	0,03	< 0,01	< 0,01						
Chrome	mg/kg MF	0,02	< 0,1	0,3	0,98	0,17	< 0,1	0,3	0,5	< 0,1	< 0,1						
Manganèse	mg/kg MF	13	< 5,0	9,3	< 5,0	< 5,0	< 5,0	14	8,3	< 5,0	< 5,0						
Mercure	mg/kg MF	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03						
Nickel	mg/kg MF	0,36	< 0,1	0,2	0,51	< 0,1	< 0,1	0,62	0,3	< 0,1	< 0,1						
Plomb	mg/kg MF	1,9	0,1	0,7	0,15	0,1	< 0,1	1,3	0,6	< 0,1	< 0,1	0,02	0,02	0,05	0,03	0,007	< 0,01
Vanadium	mg/kg MF	0,2	< 0,05	0,6	0,33	0,2	0,047	0,3	0,3	< 0,05	< 0,05						
Zinc	mg/kg MF	17	< 5,0	14	< 5,0	< 5,0	< 5,0	5,8	< 5,0	< 5,0	< 5,0						

Les cases en vert correspondent aux dépassements des concentrations « témoin ».

Les valeurs en gras correspondent aux dépassements des valeurs limites réglementaires.

Cadmium, chrome et mercure : Aucun dépassement des valeurs de référence n'est observé sur la zone.

Arsenic : de même que pour les sols, les dépassements de la valeur de référence sont observés sur la zone uniquement sur la valeur maximale mesurée (radis).

Manganèse, Nickel, plomb, vanadium et zinc : des dépassements des valeurs « témoins » sont observées surtout sur les végétaux racinaires (radis et betterave). Le **plomb**, quant à lui, présente des dépassements de la valeur réglementaire dans le thym et les épinards, en plus des radis et betterave.

7.3.3 Matrices animales

Le tableau ci-après présente la comparaison des concentrations mesurées dans le lait et les œufs aux valeurs de référence. Les concentrations mesurées sont celles présentées lors de la phase de diagnostic initial (Cf. paragraphe 3.1.2).

Tableau 39 : Synthèse des résultats d'analyse pour les produits animaux

Paramètres	Unités	Valeurs ref	Nature de la valeur ref	Concentrations			
				min	max	médiane	P90
Concentration en DIOXINES et PCB DL I-TEQ (OMS)				lait			
	pg/g M.G.	5,5	Valeur réglementaire	1,4	5,6	2,6	4,8
		1,1	Bruit de fond national				
				œufs			
	pg/g M.G.	5,0	Valeur réglementaire	1	16	8,5	14,6
		1,0	Bruit de fond national				

Les valeurs en gras correspondent aux dépassements des valeurs de comparaison prises en compte

Les résultats disponibles de mesures des dioxines et PCB-DL dans le lait d'élevage sont inférieurs au seuil de retrait fixé par la Commission européenne. Les résultats des analyses réalisées, sont toutefois supérieurs au bruit de fond national pour l'ensemble des 5 prélèvements.

Les concentrations retrouvées dans les œufs sont nettement plus élevées que celles mesurées dans le lait. Il existe une faible variabilité dans les résultats et il est difficile de mettre en évidence une tendance en fonction des zones de prélèvement. Les concentrations mesurées sont toutefois pour la plupart supérieures à la norme de retrait qui s'applique pour des élevages à vocation commerciale.

Il est toutefois à noter que les élevages concernés ont fait l'objet d'une visite par les services de la DREAL et de la DSV. La mise en œuvre de mauvaises pratiques d'élevage (dispersion de cendre dans le poulailler et brûlage à l'air libre à proximité du parcours des animaux) peuvent expliquer les taux élevés en polluants mesurés dans les œufs prélevés. Les élevages les plus problématiques ont fait l'objet de mesures d'urgence. Les exploitations agricoles à vocation commerciale, présentant des concentrations en dioxines « hors norme » se sont vues notifier l'interdiction de tout commerce de poules et d'œufs par arrêté préfectoral. Pour les autres élevages, des conseils ont été prodigués aux consommateurs de ces œufs de façon à ce qu'ils puissent moduler/adapter leur comportement.

Il n'est toutefois pas exclu que la consommation d'œufs présentant des concentrations supérieures aux normes en vigueur ait lieu sur la zone d'étude. L'impact de cette consommation pourra être apprécié au regard des résultats des calculs réalisés dans le cadre de l'évaluation quantitative des risques sanitaires.

7.3.4 Synthèse

Le tableau ci-après synthétise les milieux et substances pour lesquels on constate une dégradation par rapport au bruit de fond, pour lesquels les valeurs réglementaires sont dépassées, et pour lesquels un calcul de risque sera mené de façon à déterminer la compatibilité sanitaire entre l'état des milieux et les usages constatés sur la zone.

Tableau 40 : Synthèse

	sol	Végétaux	Lait	œufs
	mg/kg Ms	mg/kg MF	ng/kg MG	ng/kg MG
Plomb	X	X		-
Cadmium	X	-		-
Manganèse	-	X		-
Mercure	X	-		-
Nickel	X	X		-
Vanadium	-	X		-
Zinc	X	X		-
Cuivre	X	-		-
PCDD/F	X	-	X	X
PCB DL	X			
HAP	X	-		

7.4 Calcul d'interprétation de l'état des milieux

Les principes généraux des calculs d'IEM sont reportés en Annexe 8.

7.4.1 Concentrations dans les milieux retenus pour les calculs

Le tableau suivant récapitule les composés et teneurs retenus par milieu d'exposition afin d'effectuer le calcul d'IEM. Conformément aux décisions du COPIL, les teneurs retenues correspondent aux percentiles 90 des teneurs mesurées.

Tableau 41 : Concentrations retenues pour l'IEM

	sol	Végétaux racinaires	Végétaux fruits	Végétaux feuillus	Lait	œufs
	mg/kg Ms	mg/kg MF	mg/kg MF	mg/kg MF	ng/kg MG	ng/kg MG
Plomb	130,0	1.66	0.11	0.58	-	-
Cadmium	0,9	-			-	-
Manganèse	-	13,80	5.0	8.80	-	-
Mercure	0,3	-			-	-
Nickel	29,0	0,57	0.10	0.38	-	-
Vanadium	-	0.26	0.05	0.48	-	-
Zinc	287,0	14,76	5.0	9.50	-	-
Cuivre	35,8	-			-	-
PCDD/F	10,7.10 ⁻⁶	-			4.8	14,6
PCB DL	3,4.10 ⁻⁶					
Anthracène	0,54	-			-	
Benzo(a)anthracène	1,7					
Benzo(a)pyrène	1,72					
Benzo(b)fluoranthène	2					
Benzo(g,h,i)pérylène	1,01					
Benzo(k)fluoranthène	1					
Chrysène	1,8					
Dibenzo(a,h)anthracène	0,25					
Fluoranthène	3,51					
Fluorène	0,52					
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	1,24					
Naphtalène	0,23					
Phénanthrène	1,56					
Pyrène	2,21					
Acénaphthylène	-					
Acénaphène	0,55					

7.4.2 Relations dose-réponse des substances retenues

La dose est la quantité d'agent dangereux mise en contact avec un organisme vivant. Elle s'exprime généralement en milligramme par kilo de poids corporel et par jour (mg/kg/j). Dans le cas de l'exposition par inhalation, la concentration s'exprime généralement en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

L'évaluation quantitative de la relation entre la dose (ou la concentration) et l'incidence de l'effet néfaste permet d'élaborer la Valeur Toxicologique de Référence (VTR). Des VTR sont établies par diverses instances internationales ou nationales¹ à partir de l'analyse des données toxicologiques expérimentales chez l'animal et/ou des données épidémiologiques. Ces VTR sont une appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques établissant une relation quantitative entre une dose et un effet (toxiques à seuil de dose) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxiques sans seuil de dose).

La circulaire DGS/SD. 7B n° 2006-234 du 30 mai 2006 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations de risques sanitaires dans le cadre des études d'impact a été prise en compte pour la sélection des VTR. En complément de ce document, pour chaque substance, les différentes VTR actuellement disponibles ont été recherchées de façon à discuter le choix réalisé. Les valeurs toxicologiques de référence retenues sont synthétisées dans le tableau suivant.

L'ensemble des informations toxicologiques propre à chaque substance est reporté en Annexe 7.

Tableau 42 : Valeurs toxicologiques de référence retenues

Substance	Effet	Effets critique/organe cible	Facteur de sécurité	Espèce	Valeur	Source
HAP						
Acénaphthène (83-32-9)	Non Cancérogène	Système hépatique	3000	souris	RfD = 0,06 mg/kg/j	US EPA (1994)
	Cancérogène	Cancer multi-site	NA	Rats, souris	ERUo = $0,0002 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$	RIVM (2001)
Acénaphthylène	Cancérogène	Cancer multi-site	NA	Rats, souris	ERUo = $0,0002 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$	RIVM (2001)
Anthracène (120-12-7)	Non Cancérogène	aucun	3000	souris	RfD = 0.3 mg/kg/j	US EPA (1993)
	Cancérogène	Cancer multi-site	NA	Rats, souris	ERUo = $0,002 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$	RIVM (2001)
Benzo(a)Pyrène (50-32-8)	Cancérogène	Cancer multi-site	NA	Rats, souris	ERUo = $0,2 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$	RIVM (2001)
Fluoranthène (206-44-0)	Non Cancérogène	Système rénal	3000	souris	RfD = 0,04 mg/kg/j	US EPA (1993)
	Cancérogène	Cancer multi-site	NA	Rats, souris	ERUo = $0,0002 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$	RIVM (2001)
Fluorène (CAS n°86-73-7)	Non Cancérogène	Système rénal	3000	souris	RfD = 0,04 mg/kg/j	US EPA (1993)
	Cancérogène	Cancer multi-site	NA	Rats, souris	ERUo = $0,0002 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$	RIVM (2001)

¹ ATSDR Toxicological Profiles (US Agency for Toxic Substances and Disease Registry)

IRIS US-EPA (Integrated Risk Information System ; US Environmental Protection Agency)

OMS. Guidelines for drinking-water quality

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

En France, l'ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire, anciennement AFSSET et Afssa) construit également des VTR.

Substance	Effet	Effets critique/organe cible	Facteur de sécurité	Espèce	Valeur	Source
Phénanthrène (n°85-01-8)	Non Cancérigène	-	-	-	TDI = 0.04 mg/kg/j	RIVM (2000)
	Cancérigène	Cancer multi-site	NA	Rats, souris	ERUo = 0,0002 (mg/kg/j) ⁻¹	RIVM (2001)
Pyrène (n° 129-00-0)	Non Cancérigène	rein	3000	souris	RfD = 0.03 mg/kg/j	US-EPA (1989)
	Cancérigène	Cancer multi-site	NA	Rats, souris	ERUo = 0,0002 (mg/kg/j) ⁻¹	RIVM (2001)
Naphtalène (91-20-3)	Non Cancérigène	Diminution poids corporel	3000	rat	RfD = 0,02 mg/kg/j	US EPA (1998)
	Cancérigène	Epithélium nasal	-	Rat et souris	ERUo = 0,12 (mg/kg/j) ⁻¹	OEHHA (2005)
Benzo(a)anthracène	Cancérigène	Cancer multi-site	NA	Rats, souris	ERUo = 0,02 (mg/kg/j) ⁻¹	RIVM (2001)
Chrysène	Cancérigène	Cancer multi-site	NA	Rats, souris	ERUo = 0,002 (mg/kg/j) ⁻¹	RIVM (2001)
benzo(b)fluoranthène	Cancérigène	Cancer multi-site	NA	Rats, souris	ERUo = 0,002 (mg/kg/j) ⁻¹	RIVM (2001)
benzo(k)fluoranthène	Cancérigène	Cancer multi-site	NA	Rats, souris	ERUo = 0,002 (mg/kg/j) ⁻¹	RIVM (2001)
Dibenzo(a,h)anthracène	Cancérigène	Cancer multi-site	NA	Rats, souris	ERUo = 0,2 (mg/kg/j) ⁻¹	RIVM (2001)
benzo(g,h,i) pérylène	Cancérigène	Cancer multi-site	NA	Rats, souris	ERUo = 0,002 (mg/kg/j) ⁻¹	RIVM (2001)
indéno(1,2,3-c,d)pyrène	Cancérigène	Cancer multi-site	NA	Rats, souris	ERUo = 0,02 (mg/kg/j) ⁻¹	RIVM (2001)
DIOXINES						
Dioxines / furanes Et PCB-DL	Cancérigène	Systèmes pulmonaire et hépatique	1000	homme	DJT = 1 pg/kg/j	OMS (1999)
METAUX & METALLOIDES						
Cadmium (Cd)	Non cancérigène	Système rénal	10	homme	RfD = 0,001 mg/kg/j	US EPA (1994)
Cuivre (Cu)	Non cancérigène	Système digestif	30	souris	TDI = 0,14 mg/kg/j	RIVM (2001)
Manganèse (Mn)	Non cancérigène	Système nerveux	1	homme	RfD aliments = 0,14 mg/kg/j	US EPA (1996)
			1		RfD eau et sol = 0,046 mg/kg/j	US EPA (1996)
Mercure (Hg)	Non cancérigène	Système nerveux	1000	rat	RfD = 0,0003 mg/kg/j	US EPA (1995)
Nickel (Ni)	Non cancérigène	Diminution poids des organes	300	rat	RfD = 0,02 mg/kg/j	US EPA (1996)
Plomb (Pb)	Non cancérigène	Systèmes sanguin, nerveux, rénal, reprotoxique	-	homme	DJT = 0,0035 mg/kg/j	OMS (1993)
	Cancérigène	Tumeur rénale	NA	rat	ERUo = 8,5.10 ⁻³ (mg/kg/j) ⁻¹	OEHHA (2002)
Vanadium (V)	Non cancérigène	Effets sur le développement	100	rat	RfD = 0.009 mg/kg/j	US-EPA (1988)
Zinc (Zn)	Non cancérigène	Systèmes sanguin,	2	homme	TDI = 0,5 mg/kg/j	RIVM (2001)

7.4.3 Evaluation des risques

Les niveaux de risques sont exprimés sous la forme d'un **quotient de danger (QD)** pour les effets à seuil, et d'un **excès de risque individuel (ERI)** pour les effets sans seuil. Le mode de calcul de ces indicateurs et les valeurs de référence associées sont détaillés en annexe. Les paramètres d'exposition retenus y sont également exposés. Les calculs présentés ci-après ne concernent que les enfants.

Tableau 43 : Quotients de Danger et Excès de Risque Individuel calculés

	QD	ERI	QD	ERI	QD	ERI
	SOL		VEGETAUX		MATRICES ANIMALES	
ELEMENTS TRACES METALLIQUES						
Cadmium (Cd)	0,005	-	-	-	-	
Cuivre (Cu)	0,002	-	-	-		
Mercure (Hg)	0,006	-	-	-		
Nickel (Ni)	0,009	-	0,02			
Plomb (Pb)	0,23	5,7E-07	0,23	5,8E-07		
Zinc (Zn)	0,003	-	0,02	-		
Manganèse (Mn)	-	-	0,07	-		
Vanadium (Va)	-	-	0,03	-		
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES						
Naphtalène	7,0E-05	2,4E-11	-			
Acenaphtène	5,6E-05	5,7E-11				
Fluorène	7,9E-05	5,4E-11				
Phénanthrène	2,4E-04	1,6E-10				
Anthracène	1,1E-05	5,6E-10				
Fluoranthène	5,3E-04	3,7E-10				
Pyrène	4,5E-04	2,3E-10				
Benzo(a)anthracène	-	1,8E-08				
Chrysene	-	1,9E-09				
benzo(b)fluoranthène	-	2,1E-08				
benzo(k)fluoranthène	-	1,0E-08				
Benzo(a)pyrène	-	1,8E-07				
Dibenzo(a,h)anthracène	-	2,6E-08				
benzo(g,h,i) pérylène	-	1,1E-09				
indéno(1,2,3-c,d)pyrène	-	1,3E-08				
POLLUANTS ORGANIQUES PERSISTANTS						
Dioxines et PCB-DL	0,09	-	-		0,25	-

Les calculs de risques effectués sur les milieux sols, matrices végétales et animales ont mis en évidence :

- pour les sols :
 - des niveaux de risques pour le **plomb** conduisant à **une incertitude quant à la compatibilité des milieux** avec les usages actuels ($0,2 < QD < 5$) ;
Les concentrations mesurées en plomb dans les sols sont localisées sur la figure en Annexe 1.
 - des niveaux de **risques acceptables** au sens de la circulaire du 08/02/2007¹ pour l'ensemble des autres composés considérés ($QD < 0,2$ et $ERI < 10^{-6}$) ;
- pour les végétaux :
 - des niveaux de risques pour le **plomb** conduisant à **une incertitude quant à la compatibilité des milieux** avec les usages actuels ($0,2 < QD < 5$) ;
 - des niveaux de **risques acceptables** au sens de la circulaire du 08/02/2007 pour les autres composés considérés ($QD < 0,2$ et $ERI < 10^{-6}$) ;
- pour les œufs et le lait :
 - des niveaux de risques pour les dioxines et PCB-DL conduisant à une incertitude quant à la compatibilité des milieux avec les usages actuels ($0,2 < QD < 5$) ;
Il est toutefois à noter que les élevages concernés ont fait l'objet d'une visite par les services de la DREAL et de la DSV. Les élevages les plus problématiques ont fait l'objet de mesures d'urgence. Pour les autres élevages, des conseils ont été prodigués aux consommateurs de ces œufs de façon à ce qu'ils puissent moduler/adapter leur comportement.



Ce qu'il faut retenir

*Des niveaux de risques pour les **dioxines** et **PCB-DL** à la limite de la valeur de référence ($0,2 < QD < 5$) pour **les œufs**.*

Les élevages les plus problématiques ont fait l'objet de mesures d'urgence. Pour les autres élevages, des conseils ont été prodigués aux consommateurs de façon à ce qu'ils puissent moduler/adapter leur comportement.

*Des niveaux de risques pour le **plomb** à la limite de la valeur de référence ($0,2 < QD < 5$) nécessitant une analyse complémentaire quant à la compatibilité des milieux avec les usages actuels.*

*Des niveaux de risques **non significatifs** pour l'ensemble des autres composés considérés.*

1 Annexe II de la circulaire du 08/02/2007 relative à l'implantation sur des sols pollués accueillant des populations sensibles

7.4.4 Analyse complémentaire pour le plomb – estimation de la plombémie

Les calculs de risques menés à l'issue de l'IEM ont mis en évidence un quotient de danger de 0,23 pour le plomb, par ingestion de sol et 0,23 pour l'ingestion de végétaux.

De façon à compléter les calculs de risques réalisés, il est possible pour le plomb de compléter l'évaluation par une estimation des plombémies attendues, correspondant à l'estimation des concentrations en plomb dans le sang associées aux expositions théoriques.

Les valeurs de plombémies attendues peuvent alors être comparées à la valeur seuil définie par l'InVS¹ et correspondant à un niveau à partir duquel les expositions sont susceptibles d'entraîner des effets toxiques sur la santé (seuil de mise en œuvre d'un dépistage de 100 µg/l).

La méthodologie employée dans la présente étude repose sur les rapports de l'InVS, 2002 :

- tome 1 : dépistage du saturnisme autour des sources industrielles de plomb - Analyse de la pertinence de la mise en œuvre d'un dépistage : du diagnostic environnemental à l'estimation des expositions ;
- tome 2 : dépistage du saturnisme autour des sources industrielles de plomb - Organisation des programmes de dépistage et évaluation de l'efficacité des mesures de réduction de l'exposition ;
- erratum publié en août 2004 par l'InVS concernant le tome 1 du guide méthodologique.

La méthodologie publiée par l'InVS propose de calculer une dose d'exposition hebdomadaire en fonction du milieu d'exposition. Cette dose d'exposition hebdomadaire est fonction :

- de la durée du contact avec le milieu ;
- de la voie d'exposition ;
- de la fréquence des contacts au cours de la période d'exposition ;
- de la concentration du polluant dans le milieu.

De façon à ne négliger aucune contribution possible, l'ensemble des voies d'exposition sont retenues dans le cadre de la présente étude, à savoir l'inhalation, l'ingestion de sol et de poussières du sol, l'ingestion de végétaux et d'eau².

Pour un milieu i et une voie d'exposition j , la méthode de calcul est la suivante :

$$E_{ij} = C_i \times Q_{ij} \times F_{ij} \times T$$

(équation n°1)

Avec :

E_{ij} = dose hebdomadaire d'exposition liée au milieu i par la voie d'exposition j (mg ou µg par semaine)

C_i = concentration du contaminant dans le milieu par mg de sol

Q_{ij} = quantité de milieu administré en mg par la voie j par jour

F_{ij} = fraction de polluant absorbée pour le milieu i et la voie j

T = durée d'exposition en jours au cours d'une semaine = 7

Les paramètres retenus pour l'estimation des doses d'expositions sont ceux présentés en Annexe 8.

¹ INVS : Institut National de Veille Sanitaire

² Pour l'ingestion d'eau, dans une approche majorante, nous avons considéré la limite de quantification des concentrations mesurées dans les eaux de forage, à savoir 5 µg/l.

A partir de cette dose hebdomadaire, le document de l'InVS propose une estimation de la plombémie attendue à partir de la dose ingérée en utilisant la relation plomb ingéré / plomb sanguin recommandée par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS).

$$\text{Plombémie attendue } (\mu\text{g/l}) = (\text{Dose hebdomadaire ingérée en } \mu\text{g} \times 1,6/7)$$

(équation n°2)

Dans le cas de concentrations atmosphériques supérieures à $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la contribution à la plombémie des concentrations atmosphériques est ajoutée au calcul précédent.

$$\text{Plombémie attendue } (\mu\text{g/l}) = (\text{Dose hebdomadaire ingérée en } \mu\text{g} \times 1,6/7) + (\text{CMA en } \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 19,2)$$

(équation n°3)

Dans le cas de la présente étude, du fait des teneurs en plomb total mesurées dans l'air ambiant, nous devrions utiliser l'équation 2. Cependant, dans une approche majorante nous considérerons l'équation n°3.

Selon la bibliographie disponible, les populations exposées au risque de saturnisme sont les enfants et les femmes enceintes. Les présents calculs prennent en compte l'exposition des enfants, cibles majorantes. Ainsi, les résultats de plombémies estimées sont de :

- 45 $\mu\text{g}/\text{l}$ en considérant des concentrations en plomb correspondant au P90 ;
- 30 $\mu\text{g}/\text{l}$ en considérant des concentrations en plomb correspondant à la moyenne.

Les calculs de plombémie tiennent compte de l'efficacité de l'absorption du plomb selon la voie empruntée, digestive et/ou pulmonaire, mais ne tient pas directement compte d'autres facteurs qui influencent également l'absorption du plomb par l'organisme. Ainsi, selon la forme chimique du plomb ingéré, encore appelée spéciation, la biodisponibilité/ bioaccessibilité¹ varie notamment du fait de la solubilité dans le suc gastrique. Par ailleurs, pour l'exposition tellurique, ce sont les particules de petites tailles qui contiennent le plus de plomb et sont plus facilement assimilables par l'organisme. D'une façon générale la biodisponibilité (dose interne/dose externe) du plomb du sol est souvent citée comme étant de l'ordre de 30 %² Ainsi, en intégrant cette biodisponibilité de 30 %, les résultats de plombémies estimées seraient de :

- 14 $\mu\text{g}/\text{l}$ en considérant des concentrations en plomb correspondant au P90 ;
- 9 $\mu\text{g}/\text{l}$ en considérant des concentrations en plomb correspondant à la moyenne.

Cette hypothèse reste encore majorante au regard de la bioaccessibilité du plomb dans les sols qui reste faible sur la zone, comprise entre 2 et 13 %³.

L'ensemble des plombémies estimées restent inférieures à la valeur seuil définie par l'InVS, de 100 $\mu\text{g}/\text{l}$, correspondant au niveau à partir duquel les expositions sont susceptibles d'entraîner des effets toxiques sur la santé.

Nous tenons à préciser que l'ANSES a fait mi-janvier 2013 une restitution de la saisine "expositions au plomb : les effets en dessous de 100 $\mu\text{g}/\text{l}$ " (saisine DGPR/DGS en 2011). Les experts ont proposé une nouvelle valeur critique à **15 $\mu\text{g}/\text{l}$** se basant sur des effets rénaux chez l'adulte. Cette valeur protégerait aussi les enfants des effets rénaux. Cette valeur critique correspond à une dose journalière de 0,63 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de

¹ Bioaccessibilité : fraction de plomb ingéré qui est absorbé par l'organisme ; elle dépend de nombreux paramètres, notamment de la nature chimique du plomb ingéré. Le plomb des sols des jardins et des cendres est en grande partie présent dans la fraction représentant la matière organique et la fraction terrigène, ce qui explique la faible bioaccessibilité du plomb.

² Glorennec, 2006

³ Denys S. Avis concernant les teneurs en plomb dans l'environnement et les cas de saturnisme infantile détectés chez des enfants de la commune d'Hornaing. Institut national des risques industriels et de l'environnement, 2008.

poids corporel (pc)/j. Cette dose prenant en compte toutes les voies d'exposition. Suite à ces conclusions, le HCSP¹ a été saisi pour déterminer les modalités de gestion.

Toutefois, à la date de rédaction de ce rapport, c'est toujours la valeur de 100 µg/l qui constitue le seuil de mise en œuvre d'un dépistage du saturnisme.

Avec les hypothèses considérées et les concentrations environnementales mesurées sur la zone, les plombémies estimées resteraient inférieures à ce seuil de 15 µg/l. Les calculs réalisés semblent confirmer les conclusions de l'étude menée par la CIRE en 2009 (Cf. paragraphe 2.1.3.) :

- En 2008, la plombémie moyenne (240 enfants) mesurée sur la zone d'Hornaing était de 18,2 µg/L comparable à celle observée en France ;
- « les analyses de bioaccessibilité du plomb dans les sols ont permis d'exclure formellement l'ingestion de sol ou de légumes comme origine des plombémies élevées » ;
- Aucun risque lié à la consommation de fruits et légumes du jardin n'a été mis en évidence par les études menées à Hornaing. Hormis les recommandations classiques de nettoyage, les fruits et légumes provenant de jardins d'Hornaing peuvent donc être consommés sans risque.

Selon la CIRE, au vu des calculs réalisés et du retour d'expérience sur les plombémies mesurées sur la zone en 2006-2007, la teneur de 120 mg/kg MS mesurée au droit de l'école Maxime Quiévy à Aniche (point de prélèvement Z1-S4) n'est pas de nature à susciter d'inquiétudes en tant que telles. Néanmoins, des prélèvements complémentaires au niveau de l'école permettraient de s'assurer qu'il ne s'agit pas d'un point bas dans une zone où il existerait des valeurs plus élevées.



Ce qu'il faut retenir

*Des niveaux de **plombémie** estimée, **inférieurs** au seuil de mise en œuvre d'un dépistage du saturnisme.*

Les concentrations environnementales en plomb mesurées sur la zone ne peuvent être à l'origine de plombémie élevée.

¹ HCSP : Haut Conseil de Santé Public

8. Evaluation quantitative des risques sanitaires pour les rejets atmosphériques

Dans le cadre de la présente étude, il a été décidé en premier niveau d'approche, d'utiliser les résultats issus de la modélisation atmosphérique pour estimer l'exposition des populations aux rejets atmosphériques « actuels » des différents secteurs considérés, à savoir :

- L'Industrie,
- Le transport routier,
- Le transport ferroviaire,
- Le transport fluvial,
- Le résidentiel/tertiaire,
- L'agriculture.

En effet, les données de mesures disponibles ne couvrent pas toutes les substances et l'ensemble de la zone (Cf. paragraphe 3.3). Ainsi, la modélisation peut permettre d'identifier des zones plus impactées que les zones investiguées. Les calculs réalisés dans le cadre de l'EQRS partir des concentrations modélisées permettront d'identifier les zones les plus impactées nécessitant des mesures complémentaires.

La modélisation de la dispersion atmosphérique a été réalisée par la société Numtech. La description détaillée de la partie « modélisation » est précisée dans le paragraphe 5). La note technique de Numtech est présentée en annexe 1.

Le cadre méthodologique retenu pour mener cette ERS est celui du guide méthodologique INERIS de Juillet 2003 sur l'évaluation des risques sanitaires qui définit les principes généraux de l'évaluation des risques sanitaires ainsi que celui du " Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact – février 2000" de l'InVS. Enfin, cette méthodologie est également conforme à celle développée par le National Research Council et la United States Environmental Protection Agency (1983).

Il reprend classiquement les quatre grandes étapes, à savoir :

- L'identification des dangers
- les relations dose – réponse,
- L'estimation des niveaux d'exposition,
- La caractérisation des risques sanitaires,

8.1 Identification des dangers

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

Pour l'ensemble des substances identifiées lors de la phase d'inventaire, les effets toxiques ont été collectés et notamment les effets cancérogènes (apparition de tumeurs), les effets mutagènes (altération du patrimoine génétique) et les effets sur la reproduction (reprotoxicité).

8.2 Relation dose-réponse

La dose est la quantité d'agent dangereux mise en contact avec un organisme vivant. Elle s'exprime généralement en milligramme par kilo de poids corporel et par jour (mg/kg/j). Dans le cas de l'exposition par inhalation, la concentration s'exprime généralement en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

L'évaluation quantitative de la relation entre la dose (ou la concentration) et l'incidence de l'effet néfaste permet d'élaborer la Valeur Toxicologique de Référence (VTR). Des VTR sont établies par diverses instances internationales ou nationales¹ à partir de l'analyse des données toxicologiques expérimentales chez l'animal et/ou des données épidémiologiques. Ces VTR sont une appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques établissant une relation quantitative entre une dose et un effet (toxiques à seuil de dose) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxiques sans seuil de dose).

Selon les mécanismes toxicologiques en jeu, deux grands types d'effets toxiques peuvent être distingués :

- **les effets à seuil** pour lesquels il existe un seuil d'exposition en dessous duquel l'effet néfaste n'est pas susceptible de se manifester. Il s'agit des effets toxiques non cancérogènes et des effets cancérogènes non génotoxiques).
- **les effets sans seuil** (essentiellement les effets cancérogènes génotoxiques) pour lesquels il est difficile scientifiquement de définir de façon fiable un niveau d'exposition sans risque. La probabilité de survenue de l'effet néfaste croît avec l'augmentation de la dose.

Une même substance peut produire ces deux types d'effets.

Pour les **effets à seuil de dose**, on dispose en pratique et selon les cas :

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

Ces seuils sont issus d'expérimentations animales, d'études épidémiologiques ou d'essais de toxicologie clinique. A partir de ces seuils, des VTR extrapolées à l'homme sont définies en divisant les seuils précédents par des facteurs d'incertitude liés aux types d'expérimentations ayant permis d'obtenir ces données.

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

- RfC (Reference Concentration – US-EPA)
- MRL (Minimum Risk Level - ATSDR)
- REL (Reference Exposure Level – OEHA)
- CAA (Concentration dans l'Air Admissible – OMS).

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

¹ ATSDR Toxicological Profiles (US Agency for Toxic Substances and Disease Registry)

IRIS US-EPA (Integrated Risk Information System ; US Environmental Protection Agency)

OMS. Guidelines for drinking-water quality

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

En France, le conseil supérieur d'Hygiène et de santé publique (CSHSP) et l'ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire, anciennement AFSSET et Afssa) construisent également des VTR.

Cet ERU représente la probabilité supplémentaire de survenue de l'effet néfaste pour une exposition vie entière à une unité de dose donnée par rapport à une population non exposée. Les dénominations proposées les plus classiques sont les suivantes :

- l'excès de risque unitaire par inhalation : ERU_i en $(\mu g/m^3)^{-1}$.

Sélection des Valeurs Toxicologiques de Référence

Pour chacune des substances identifiées lors de l'inventaire et de la quantification des émissions, les VTR sont recherchées pour les effets toxiques à seuil et sans seuil pour les deux voies d'exposition considérées (ingestion et inhalation).

Les bases de données consultées pour la recherche des VTR sont les bases de données recommandées par la Circulaire de la Direction Générale de la Santé DGS/SD. 7B n° 2006-234 du 30 mai 2006 relative aux « modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact » :

- **US EPA** (United States Environmental Protection Agency – Etat Unis) dont dépend la base de données **IRIS** – Integrated Risk Information System,
- **ATSDR** (Agency for Toxic Substances and Disease Registry – Etat Unis),
- **OMS** (Organisation Mondiale de la Santé – Bureau régional de l'Europe) et **IPCS** (International Programme on Chemical Safety),
- **Santé canada** (Ministère Fédéral de la Santé – Canada),
- **RIVM** (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu – Institut National de Santé Publique et de l'Environnement – Pays Bas),
- **OEHHA** (Office of Environmental Health Hazard Assessment of California – Etat Unis)

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

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

- les valeurs issues d'études chez l'homme par rapport à des valeurs dérivées à partir d'études sur les animaux. Par ailleurs, la qualité de l'étude pivot sera également prise en compte (protocole, taille de l'échantillon, ...),
- les modes de calcul (degré de transparence dans l'établissement de la VTR) et les facteurs de sécurité appliqués constitueront également un critère de choix.
- les valeurs représentatives issues d'organismes reconnus (européens ou autres).

Lorsqu'aucun critère toxicologique ne permet de privilégier une valeur plutôt qu'une autre, la VTR est retenue selon la hiérarchisation des bases de données définie par la circulaire de la DGS, à savoir :

- pour les substances à effets toxiques à seuil successivement US EPA puis ATSDR puis OMS/IPCS puis Health Canada puis RIVM et en dernier lieu OEHHA ;
- pour les substances à effets toxiques sans seuil successivement US EPA puis OMS/IPCS puis RIVM puis OEHHA.

NB : L'INERIS¹, dans son rapport d'étude N°DRC-08-94380 du 17 mars 2009, récapitule les VTR disponibles pour les substances ayant fait l'objet d'une fiche de données toxicologiques environnementales de l'INERIS

¹ INERIS : Institut National de l'Environnement et des Risques

et propose des choix de VTR. Ces choix restent cependant spécifiques à des études et cas particuliers et ils ne peuvent être appliqués dans toutes les circonstances.

L'ensemble des informations toxicologiques sont reportées en Annexe 7. Le tableau ci-après reporte les VTR retenues pour la voie par inhalation.

Tableau 44 : VTR retenues pour la voie inhalation

Substance	Type d'effet	Effets critique/organe cible	Espèce	Valeur	Source
Acide chlorhydrique (HCl) 7647-01-0	Non cancérigène	Système respiratoire	Rat	RfC = 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	US EPA (1995)
Acide fluorhydrique (HF) 7664-39-3	Non cancérigène	Système respiratoire	Homme	REL = 14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	OEHHA (2003)
Arsenic	Non cancérigène	Système pulmonaire	Homme	TCA = 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	RIVM (2001)
	Cancérigène	Cancer pulmonaire	Homme	ERUi = $4,3 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	US EPA (1998)
Cadmium	Non cancérigène	Système rénal	Homme	VTR = 0,45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	ANSES (2012)
	Cancérigène	-	Rat	VTR = 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	ANSES (2012)
Chrome (CR VI)	Non cancérigène	Système respiratoire	Rat	RfC = 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	US EPA (1998)
	Cancérigène	Cancer pulmonaire	Homme	ERUi = $1,2 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	US EPA (1998)
Chrome (CR III)	Non cancérigène	Système hépatique	Homme	TCA = 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	RIVM (2001)
Manganèse	Non cancérigène	Système neurologique	Homme	RfC = 0,05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	US EPA (1993)
Nickel	Non cancérigène	Système respiratoire	Homme et animal	MRL = 0,09 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	ATSDR (2005)
	Cancérigène	Cancer pulmonaire	Homme	ERUi = $3,8 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OMS (2000)
Plomb	Cancérigène	Tumeurs rénales	Rat	ERUi = $1,2 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2002)
Mercure	Non cancérigène	Système nerveux	Homme	RfC = 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	US EPA (1995)
Formaldéhyde 50-00-0	Non cancérigène	Système respiratoire	Homme	MRL = 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	ATSDR (1999)
	Cancérigène	Cancer nasal	Rat	ERUi = $1,3 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	US EPA (1991)
Acétaldéhyde 75-07-0	Non cancérigène	Système respiratoire	Rat	RfC = 9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	US EPA (1991)
	Cancérigène	Cancer nasal	rat	ERUi = $2,2 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	US EPA (1991)

Substance	Type d'effet	Effets critique/organe cible	Espèce	Valeur	Source
Chloroforme 67-66-3	Non cancérigène	Syst. hépatique	homme	MRL = (0,02 ppm) soit 98 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	ATSDR (1998)
	Cancérigène	prolifération cellulaire dans les tubes rénaux	Souris mâles	VTR = 63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	DGS/AFFSET (2008)
Acroléine 107-02-8	Non cancérigène	Système respiratoire	rat	RfC = 0,02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	US EPA (2003)
Benzène 71-43-2	Non cancérigène	Immunitaire	Homme	MRL = (0.003 ppm) soit 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	ATSDR (2007)
	Cancérigène	Leucémies	Homme	ERUi = $7,8 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	US EPA (2000)
Xylènes 1330-20-7	Non cancérigène	Système neurologique	rat	RfC = 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	US EPA (2003)
Ethylbenzène 100-41-4	Non cancérigène	Syst. rénal	rat	MRL = 0,06 ppm soit 260 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	ATSDR (2010)
	Cancérigène	Cancer du rein	rat	ERUi = $2,5 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2007)
Butadiène (1,3) 106-99-0	Non cancérigène	Système reproducteur	souris	RfC = 2 $\mu\text{g}.\text{m}^{-3}$	US EPA (2002)
	Cancérigène	Système sanguin (leucémies)	homme	ERUi = $3.10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	US EPA (2002)
benzyl chloride 100-44-7	Cancérigène	Cancer de la thyroïde, carcinomes	Rat, souris	ERUi = $4,9.10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2009)
Aromatique C8-C16	Non cancérigène	diminution du poids	-	RfC = 200 $\mu\text{g}.\text{m}^{-3}$	US EPA Approche TPHCWG
Naphtalène 91-20-3	Non cancérigène	Syst. respiratoire	souris	RfC = 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	US EPA (1998)
	Cancérigène	Tractus respiratoire	hamster	ERUi = $1,1.10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2002) et INERIS, 2006)
Diisocyanate de diphenyl méthane 101-68-8	Non cancérigène	Syst. respiratoire	rat	RfC = 0,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	US-EPA (1998)
Acétate de n-butyle 123-86-4	Non cancérigène	Diminution de la croissance, et Syst. respiratoire	Rat	Rfc = 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	OMS (2005)
2 butoxyéthanol 111-76-2 Acétate de butylglycol	Non cancérigène	Système hépatique	Rat, souris	RfC = 1 600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	USEPA (2010)

8.3 Quantification de l'exposition par inhalation

Les doses d'exposition ou quantités administrées représentent les quantités de polluant mises en contact des surfaces d'échange que sont les parois alvéolaires des poumons pour les polluants gazeux et à travers lesquels les polluants peuvent éventuellement pénétrer.

Pour la voie respiratoire, la dose d'exposition est généralement remplacée par la concentration inhalée. Lorsque l'on considère des expositions de longue durée, on s'intéresse à la concentration moyenne inhalée par jour, retranscrite par la formule suivante :

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

Avec :

- CI : concentration moyenne d'exposition
- C_i : concentration de polluant dans l'air inhalé pendant la fraction de temps t_i (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) issue de la modélisation
- t_i : fraction du temps d'exposition à la concentration C_i pendant une journée : 1
- T : durée d'exposition (en années) : 30 pour les adultes et 6 pour les enfants.
- F : fréquence ou taux d'exposition (nombre annuel d'heures ou de jours d'exposition ramené au nombre total annuel d'heures ou de jours – sans dimension) : 1
- T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (en année, $T_m=70$ ans pour les effets sans seuil et $T_m=T$ pour les effets à seuil)

Compte tenu de l'environnement du site, nous prenons comme cible la population¹ la plus proche des sites et/ou résidant dans la zone d'influence des sources considérées. Les cibles à considérer sont donc des riverains définis de la façon suivante :

- des **enfants** résidant dans les logements. L'âge des enfants résidant au droit du site est supposé être compris entre **0 et 6 ans**, ces enfants sont considérés comme présent 24h/jour, 365 jours par an, à leur domicile, dans une approche majorante. Pour les enfants, le temps d'exposition sera pris égal à 6 ans.
- des **adultes** résidant dans les logements. Nous considérerons dans la présente étude que ces adultes sont présents 24 h/jour, 365 jours par an à leur domicile, dans une approche majorante. La durée d'exposition sera prise égale à 30 ans correspondant au 90^{ème} percentile de la distribution des durées de résidence, en France, d'après les abonnements à EDF. Cette durée est préconisée par l'INERIS et l'Observatoire des pratiques de l'évaluation des risques.

En l'absence d'information pertinente sur le transfert des polluants de l'air extérieur vers l'air intérieur, nous considérons que les concentrations dans l'air intérieur et dans l'air extérieur sont équivalentes. Par conséquent, nous ne distinguerons pas le temps passé à l'intérieur des habitations du temps passé à l'extérieur.

Les périodes de temps sur lesquelles l'exposition est moyennée (T_m) sont prises égales à :

- 70 ans (correspondant à la durée de vie considérée par l'ensemble des organismes nationaux et internationaux pour l'établissement de valeurs toxicologiques et l'évaluation des risques) pour les effets cancérogènes quelle que soit la cible considérée,
- T (correspondant à durée d'exposition) pour les effets toxiques à seuil quelle que soit la cible considérée.

¹ La sécurité des personnes travaillant sur site exposées aux risques sanitaires est traitée spécifiquement indépendamment de l'EQRS.

Tableau 45 : Concentrations moyennes d'exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets toxiques à seuil aux points les plus impactés

Composés	CI ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Adulte / Enfant	Récepteur le plus impacté ¹
HCl	4,62E-02	R6
HF	9,47E-03	R16
Benzène	5,60E-01	R12
Xylènes	7,75E-01	R3
Acétaldéhyde	6,98E-05	R6
Formaldéhyde	1,70E-03	R3
Butadiène (1,3)	1,55E-03	R12
Naphtalène	3,64E-02	R3
Diisocyanate de diphenyl méthane	1,65E-02	R2
Ethylbenzène	1,49E-01	R3
As	1,84E-05	R11
Cd	7,80E-06	R11
Cr VI	3,38E-06	R7
Cr III	3,04E-05	R7
Mn	3,28E-04	R11
Hg	1,69E-05	R9
Ni	1,33E-04	R3
aromatique C8-C16	5,80E-02	R3
Acroléine	3,61E-05	R6
Chloroforme	7,22E-06	R6
Acétate de butylglycol	7,70E-02	R3
Acétate de n-butyle	6,51E-01	R3
2 butoxyéthanol	5,46E-03	R3

¹ Cf. Figure 16 – Localisation des points récepteurs

Tableau 46: Concentrations moyennes d'exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets toxiques sans seuil aux points les plus impactés

Composés	CI ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Adulte	CI ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) Enfant	Récepteur le plus impacté
Benzène	2,40E-01	4,80E-02	R12
Acétaldéhyde	2,99E-05	5,99E-06	R6
Formaldéhyde	7,28E-04	1,46E-04	R3
Butadiène (1,3)	6,65E-04	1,33E-04	R12
Naphtalène	1,56E-02	3,12E-03	R3
As	7,88E-06	1,58E-06	R11
Cd	3,34E-06	6,69E-07	R11
Cr VI	1,45E-06	2,90E-07	R7
Ni	5,69E-05	1,14E-05	R3
Pb	8,17E-06	1,63E-06	R16
Benzyl chloride	3,66E-05	7,33E-06	R6

8.4 Caractérisation des risques

L'évaluation du risque nécessite la prise en compte simultanée d'expositions par différentes voies et concerne l'ensemble des substances pour lesquelles on considérera ici l'additivité des risques.

8.4.1 Comparaison des concentrations modélisées aux Valeurs Guides

Certaines substances conservées "comme traceurs de risque sanitaire" ne disposent pas de Valeur Toxicologique de référence. Ils n'ont donc pas pu être intégrés dans la caractérisation des risques stricto-sensus. Il s'agit notamment du SO₂, des NO_x et des particules dans le cadre de la présente étude. Ils peuvent toutefois induire des effets toxiques pour la santé.

Pour ces substances, l'utilisation d'autres valeurs que les Valeurs Toxicologiques de Référence peut toutefois permettre de discuter de l'exposition des individus. Ces valeurs de comparaison regroupent des valeurs réglementaires (France et Europe), des valeurs guide (OMS, INDEX, CHSPF). Des valeurs guide sont notamment publiées par le bureau Europe de l'Organisation Mondiale de la Santé dans un document intitulé « Air Quality Guidelines in Europe » [WHO 2000,2005] dont l'objet est de « fournir une **base pour la protection de la santé publique** contre les effets néfastes des polluants atmosphériques, dans la perspective d'une cessation ou d'une réduction de l'exposition aux polluants qui nuisent certainement ou probablement à la santé ou au bien-être. Ces valeurs guides correspondent à des niveaux de polluants au-dessous desquels l'exposition (à vie ou pendant une période donnée) ne représente pas de risque important pour la santé publique »¹. Ces valeurs, bien que reposant sur des critères sanitaires sont considérées comme des valeurs de gestion, et ne constituent pas, stricto sensus, des valeurs toxicologiques de référence.

Une comparaison de la concentration environnementale avec la valeur guide peut alors être menée afin d'apprécier qualitativement l'impact de la présence de cette substance sur la population.

Les concentrations environnementales modélisées pour ces substances sont récapitulées dans les tableaux suivants.

Les concentrations modélisées en SO₂ sont inférieures à la valeur de référence définie en moyenne annuelle pour le SO₂ de 50 µg/m³. Seuls les 4 récepteurs les plus impactés sont présentés dans le tableau ci-après.

Tableau 47 : Concentrations moyennes simulées en SO₂ et comparaison à la valeur guide

Récepteur	Concentrations µg/m ³	VG du CSHPF	Contribution %				
	Toutes les sources	µg/m ³	Industrie	Routes	Transport non routier	Agricole	Résidentiel
	SO ₂	SO ₂	SO ₂				
R10	3,26	50	15,3	15,1	<0,1	0,6	69,0
R12	3,59		10,9	57,2	<0,1	1,0	31,0
R16	1,43		63,6	12,5	<0,1	2,1	21,8
R24	0,76		41,5	9,1	<0,1	6,4	42,9

¹ WHO. Air Quality Guidelines. Second edition WHO Regional Publications, European Series, No. 91.2000, 273 pages.

Pour les oxydes d'azotes, les concentrations modélisées sont supérieures à la valeur guide de référence pour deux des points récepteurs (R9 et R12), proches de l'autoroute. Ces points sont Impactés à plus de 90 % par les émissions du trafic routier, ce qui explique en grande partie ces dépassements de la valeur de référence.

Tableau 48 : Concentrations moyennes simulées en NO₂ et comparaison à la valeur guide

Récepteur	Concentrations µg/m ³	VG de l'OMS	Contribution %				
	Toutes les sources	µg/m ³	Industrie	Routes	Transport non routier	Agricole	Résidentiel
	NO _x						
R1	5,38	40	3,4	68,8	0,1	5,9	21,8
R2	7,58		3,2	82,0	0,1	4,6	10,0
R3	10,15		4,6	81,1	0,1	3,9	10,3
R4	7,57		4,0	75,2	0,9	5,2	14,7
R5	6,20		5,1	75,9	0,1	6,9	11,9
R6	8,73		5,9	70,1	0,2	4,0	19,8
R7	11,84		3,4	79,2	0,2	3,1	14,1
R8	30,98		1,2	87,6	0,2	1,2	9,7
R9	54,74		0,8	94,6	0,0	0,8	3,8
R10	18,90		2,6	72,3	0,1	1,4	23,6
R11	10,14		4,0	67,4	0,1	2,3	26,2
R12	63,99		0,4	95,1	0,0	0,8	3,6
R13	7,72		2,2	77,2	0,4	6,2	13,9
R14	9,45		4,1	75,2	0,1	3,6	17,0
R15	8,33		3,5	75,4	0,2	5,2	15,8
R16	6,98		6,9	73,2	0,2	6,4	13,2
R17	7,35		3,2	71,5	0,2	4,1	21,0
R18	6,15		3,9	70,8	0,5	4,9	20,0
R19	7,82		3,1	72,0	0,1	3,2	21,6
R20	7,98		4,7	65,1	0,3	2,5	27,4
R21	9,15		5,2	71,7	0,1	3,5	19,5
R22	8,35		3,5	58,5	0,1	3,2	34,6
R23	8,51		2,2	66,0	0,1	3,0	28,6
R24	3,41		5,0	58,2	0,1	9,2	27,4
R25	5,95		3,8	63,6	0,1	5,6	26,8

La moyenne des concentrations enregistrées en proximité automobile reste toujours supérieure aux moyennes des secteurs urbain / périurbain et industrie.

Sur l'ensemble du Nord Pas de Calais, les concentrations moyennes annuelles du dioxyde d'azote entre 2007 et 2011 sur l'ensemble des stations de mesure en continu se situent entre 12 et 46 µg/m³. Ainsi, les concentrations modélisées dans la présente étude se situent dans cette gamme de concentrations et ne démontrent pas de situation particulière.

Il est toutefois à noter que les oxydes d'azotes apparaissent comme une priorité de gestion, retenu dans le PPA¹ de la Région Nord Pas de Calais. Les actions mises en place au travers de ce PPA conduiraient ainsi à une baisse des émissions : Le secteur principal d'émission – le transport routier – enregistrerait une baisse de 31% des émissions en 2015. Il resterait toutefois le premier contributeur aux émissions régionales de NOx, loin devant les autres secteurs. Le secteur résidentiel et tertiaire enregistrerait une baisse de 24% des émissions par rapport à 2008.

Tableau 49 : Concentrations moyennes simulées en PM et comparaison à la valeur guide

	PM10	VG de l'OMS µg/m ³	PM2.5	VG de l'OMS µg/m ³
Concentration moyenne annuelle				
R1	0,10	20	1,25	10
R2	0,12		0,80	
R3	0,17		0,89	
R4	0,16		1,03	
R5	0,16		0,85	
R6	0,16		2,12	
R7	0,19		1,95	
R8	0,28		3,31	
R9	0,43		2,36	
R10	0,16		3,25	
R11	0,10		1,96	
R12	0,44		2,63	
R13	0,16		0,96	
R14	0,12		1,91	
R15	0,08		1,17	
R16	0,36		1,43	
R17	0,43		2,43	
R18	0,37		1,84	
R19	0,07		1,83	
R20	0,10		2,26	
R21	0,13		2,57	
R22	0,09		2,89	
R23	0,10		2,75	
R24	0,11		1,33	
R25	0,12		1,65	

Les concentrations modélisées en PM sont inférieures aux valeurs guide définies par l'OMS. Il existe néanmoins une grande différence entre les concentrations modélisées et les concentrations mesurées en PM10 sur le domaine d'étude, qui sont plutôt comprises entre 20 et 30 µg/m³.

Il est en effet à noter que les émissions renseignées dans la modélisation sont une source d'incertitude majeure et les concentrations modélisées ne peuvent donc être représentatives des concentrations réellement observées/mesurées sur la zone d'étude (Cf. paragraphe 3.3).

¹ Plan de protection de l'Atmosphère

A noter que les ré-envols de poussières déposées au sol, et les émissions diffuses, contribuent certainement pour quelques $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à la concentration mesurée en poussière. Il est cependant très difficile de quantifier cette contribution.

Ensuite, le modèle ne considère que les aérosols primaires (poussières directement émises par les sources considérées. La formation d'aérosols secondaires n'est pas prise en compte par le modèle. Cependant, on peut imaginer que compte tenu des cinétiques de réaction et surtout de la concentration faible d'oxydants dans les panaches, cette contribution est faible à l'échelle locale, et constitue plutôt une problématique régionale (source INERIS, équipe PREV'Air).

L'explication principale réside dans la contribution de la pollution de fond. Il est en effet notoire que la pollution de fond contribue de façon très importante sur les concentrations en poussières PM_{10} , qui sont des particules de taille importante. D'après nos sources (INERIS, Vautard et al., 2004), la contribution des activités anthropiques en France (Industrie, trafic routier, agriculture, activité tertiaire,...) ne contribuerait qu'à 50 % des concentrations mesurées en PM_{10} . Le reste serait dû à une contribution « naturelle » (soulèvement de poussières minérales, aérosols marins, apport de masses d'air polluées,...).

Mais tout comme pour les oxydes d'azote, les particules font partie intégrante des priorités mises en évidence dans le PPA. La gestion des particules dans l'air fait par ailleurs l'objet d'une priorité nationale, gérée notamment au travers du plan particules.

8.4.2 Méthodologie de calcul des risques

8.4.2.1 Estimation du risque pour les substances à effet de seuil

On définit un quotient de danger (QD) ou un indice de risque (IR) pour chaque voie d'exposition de la manière suivante :

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

Avec : QD: Quotient de Danger
CI : Concentration inhalée
RfC : Reference Concentration

Un QD inférieur 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, alors qu'un ratio supérieur à 1 signifie que l'effet toxique peut se déclarer dans la population, sans qu'il soit possible d'estimer la probabilité de survenue de cet événement. Lorsque le QD est inférieur à 1, la survenue d'un effet toxique apparaît donc peu probable.

Par ailleurs, dans le cadre du Groupe de travail de la Commission Spécialisée sur les Risques Liés à l'Environnement (CSRE), le HCSP (HSCP, 2010) a défini une grille de lecture des résultats dans son rapport « Evaluation des risques sanitaires dans les analyses de zones – utilités, lignes méthodologiques et interprétation » :

QD < 1 : domaine de conformité
1 < QD < 10 : domaine de vigilance active
QD > 10: domaine d'action rapide

Ainsi, dans l'analyse des résultats, nous retiendrons pour la discussion des niveaux de risque cette grille de lecture. Conformément à la méthodologie préconisée dans le guide INERIS et par l'OPERSEI¹, les quotients de danger seront sommés par voie d'exposition et par organes cibles.

¹ OPERSEI : Observatoire de pratiques des évaluations de risque sanitaire des études d'impact

8.4.2.2 Estimation du risque pour les substances sans effet de seuil

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

$$\text{ERI (inh}^\circ\text{)} = \text{CI} \times \text{ERUi}$$

avec : ERI : excès de risque individuel
ERU : excès de risque unitaire
CI : Concentration inhalée

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

Il n'existe pas de niveau d'excès de risque individuel universellement acceptable. Pour sa part, l'OMS utilise un seuil de 10^{-5} (un cas de cancer supplémentaire pour 100 000 personnes exposées durant leur vie entière) pour définir les Valeurs Guides de concentration dans l'eau destinée à la consommation humaine (Guidelines for drinking water quality) [OMS, 1993]. La Circulaire du 8 février 2007 relative aux sites et sols pollués et aux modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués, du Ministère chargé de l'environnement, recommande le niveau de risque, « usuellement [retenu] au niveau international par les organismes en charge de la protection de la santé », de 10^{-5} dans le cadre d'analyse des risques résiduels.

Par ailleurs, dans le cadre du Groupe de travail de la Commission Spécialisée sur les Risques Liés à l'Environnement (CSRE), le HCSP (HSCP, 2010) a défini une grille de lecture des résultats dans son rapport « Evaluation des risques sanitaires dans les analyses de zones – utilités, lignes méthodologiques et interprétation » :

$$\begin{aligned} \text{ERI} < 10^{-5} &: \text{domaine de conformité} \\ 10^{-5} < \text{ERI} < 10^{-4} &: \text{domaine de vigilance active} \\ \text{ERI} > 10^{-4} &: \text{domaine d'action rapide} \end{aligned}$$

Ainsi, dans l'analyse des résultats, nous retiendrons pour la discussion des niveaux de risque cette grille de lecture.

8.4.3 Caractérisation des risques pour les effets à seuil

Conformément à la méthodologie préconisée dans le guide INERIS et par l'OPERSEI¹, les quotients de danger seront sommés par voie d'exposition et par organes cibles.

Une VTR est spécifique d'un effet critique² sur un organe cible. Pour pouvoir appliquer cette VTR à un autre organe cible que celui de l'effet critique, il faudrait disposer des éléments de toxicologie prouvant que le mécanisme d'action et le seuil d'effet sur les autres organes sont identiques. C'est la raison pour laquelle, l'OPERSEI préconise de baser les regroupements de QD uniquement sur les organes cibles principaux (ayant servi à la construction de la VTR). Ces derniers sont récapitulés dans le Tableau 50.

Il est à noter que cette démarche reste source d'incertitude dans la mesure où les mécanismes d'action toxiques mis en œuvre ne sont pas toujours les mêmes et dans la mesure où en effet, une substance peut avoir des effets sur un autre organe cible que celui ayant conduit à la VTR.

Les organes cibles critiques pour les effets toxiques à seuil sont récapitulés dans le tableau suivant.

¹ OPERSEI : Observatoire de pratiques des évaluations de risque sanitaire des études d'impact

² L'effet critique est le premier effet adverse qui survient dans la population d'individus exposés lorsqu'on accroît la dose, et jugé pertinent chez l'homme pour l'élaboration de la VTR. A priori, ce choix permet d'être protecteur vis-à-vis des autres effets observés à condition que la nature des relations dose-effet soit conservée de l'animal à l'homme.

Tableau 50: Synthèse des organes cible critiques – Inhalation

Organes cibles	Substances
Système respiratoire	HCl, Acétaldéhyde, Formaldéhyde, Naphtalène, Diisocyanate de diphenyl méthane, As, Cr VI, Ni, Acroléine
Système sanguin	Benzène
Effets reprotoxiques	Butadiène (1,3), Ethylbenzène
Système nerveux	xylènes, Mn, Hg, Acétate de n-butyle
Système hépatique	Cr III, Chloroforme, Acétate de butylglycol, 2 butoxyéthanol
Système rénal	Cd
Système osseux	HF

Les quotients de danger liés à l'inhalation de chaque composé considéré de façon individuelle puis du mélange dans sa globalité sont reportés dans le Tableau 51 ci-après :

Tableau 51: Quotients de danger par substance – Exposition par Inhalation

Polluants	VTR ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	QDi	Récepteur le plus impacté
		Adulte / Enfant	
HCl	20	0,002	R6
HF	14	0,001	R16
benzène	10	0,06	R12
xylènes	100	0,008	R3
acétaldéhyde	9	<0,001	R6
formaldéhyde	10	<0,001	R3
Butadiène (1,3)	2	0,001	R12
naphtalène	3	0,012	R3
Diisocyanate de diphenyle méthane	0,6	0,028	R2
Ethylbenzène	260	0,001	R3
As	1	<0,001	R11
Cd	0,45	<0,001	R11
Cd (effets cancérigènes)	0,3	<0,001	R11
Cr VI	0,1	<0,001	R7
Cr III	60	<0,001	R7
Mn	0,05	0,007	R11
Hg	0,2	<0,001	R9
Ni	0,09	0,001	R3
aromatique C8-C16	200	<0,001	R3
acroléine	0,02	0,002	R6
chloroforme	98	<0,001	R6
chloroforme (effets cancérigènes)	63	<0,001	R6
Acétate de butylglycol	1600	<0,001	R3
Acétate de n-butyle	400	0,002	R3
2 butoxyéthanol	1600	<0,001	R3
QD sommé	-	0.06	R12

L'examen de ce tableau montre que le quotient de danger de chacun des polluants pris séparément est inférieur à la valeur repère de 1, et ce pour les récepteurs les plus exposés. Les risques estimés se situent donc dans la zone de conformité.

Bien que les effets des substances retenues ne portent pas sur les mêmes organes cibles, un quotient de danger sommé a été calculé en sommant l'ensemble des QD de chaque substance. Il est au maximum de 0,06 au point 12. La part du benzène dans ce risque global est de l'ordre de 86,5%. La valeur du QD sommé au point le plus exposé (R12) reste inférieure à la valeur repère de 1.

Conformément à la méthodologie préconisée dans le guide INERIS, nous avons sommé les quotients de danger en fonction des organes cibles (voir Tableau 52 ci-après).

Tableau 52: Quotients de danger par organe cible – Exposition par Inhalation

	Valeur Repère	QDi Adulte / Enfant	Récepteur le plus impacté
QD Système respiratoire	1	0,04	R3
QD Système sanguin	1	0,06	R12
QD Effets reprotoxiques	1	0,001	R12
QD Système nerveux	1	0,01	R3
QD Système hépatique	1	< 0,001	R3
QD Système rénal	1	< 0,001	R11
QD Système osseux	1	0,001	R16
QD Effet Cancérigène	1	<0,001	R6

Aucun quotient de danger n'est supérieur à la valeur seuil de 1 ; le risque le plus élevé au niveau du riverain le plus exposé (point R12) concerne le système sanguin avec un quotient de danger de 0,06 (risque induit par le benzène).

Dans les conditions d'études retenues, l'ensemble de ces résultats permet d'écarter avec une certaine marge de sécurité la survenue d'effets toxiques à seuil liés aux émissions atmosphériques de la zone, que l'on considère les effets des agents dangereux pris individuellement ou collectivement par type d'effet.

Par conséquent, **le risque sanitaire chronique lié à l'inhalation des polluants atmosphériques émis sur la zone est non significatif pour les effets à seuil.**

8.4.4 Caractérisation des risques pour les effets sans seuil

Connaissant l'excès de risque unitaire pour l'inhalation des polluants à effets cancérigènes, nous avons calculé l'excès de risque individuel présenté dans le tableau suivant :

Tableau 53 : Excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation

Polluants	VTR ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	ERI inhalation		Récepteur le plus impacté
		Adulte	Enfant	
Benzène	$7,8 \cdot 10^{-6}$	$1,87 \cdot 10^{-6}$	$3,74 \cdot 10^{-7}$	R12
Acétaldéhyde	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$6,58 \cdot 10^{-11}$	$1,32 \cdot 10^{-11}$	R6
Formaldéhyde	$1,3 \cdot 10^{-5}$	$9,46 \cdot 10^{-9}$	$1,89 \cdot 10^{-9}$	R3
Butadiène (1,3)	$3,0 \cdot 10^{-5}$	$2,00 \cdot 10^{-8}$	$3,99 \cdot 10^{-9}$	R12
Naphtalène	$1,1 \cdot 10^{-6}$	$1,72 \cdot 10^{-8}$	$3,43 \cdot 10^{-9}$	R3
As	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$1,18 \cdot 10^{-8}$	$2,36 \cdot 10^{-9}$	R11
Cr VI	$4,0 \cdot 10^{-2}$	$5,80 \cdot 10^{-8}$	$1,16 \cdot 10^{-8}$	R7
Ni	$3,8 \cdot 10^{-4}$	$2,16 \cdot 10^{-8}$	$4,33 \cdot 10^{-9}$	R3
Pb	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$9,80 \cdot 10^{-11}$	$1,96 \cdot 10^{-11}$	R16
Benzyl chloride	$4,90 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-9}$	$3,6 \cdot 10^{-10}$	R6
ERi sommé	Valeur Repère 10^{-5}	$2 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-7}$	R12

L'examen de ce tableau montre que l'excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté pour chacun des polluants pris séparément est inférieur à la valeur repère de 10^{-5} . Aucune substance n'est en dehors du domaine de conformité défini par le HCSP.

Conformément à ce qui est préconisé dans le guide INERIS, nous avons sommé l'ensemble des risques cancérigènes quel que soit le type de cancer provoqué, ceci afin d'estimer le risque cancérigène global qui pèse sur la population. L'excès de risque individuel pour le récepteur le plus exposé (R12) est de l'ordre de $2 \cdot 10^{-6}$, inférieur à la valeur repère de 10^{-5} . Ce risque est essentiellement généré par le benzène (97% en R12).

Ainsi, nous pouvons conclure que **le risque sanitaire chronique pour les effets sans seuil lié à l'inhalation des polluants atmosphériques est non significatif.**



Ce qu'il faut retenir

*Les risques sanitaires sont **non significatifs** sur la zone d'étude concernant les effets à seuil et les effets sans seuil pour la voie inhalation.*

*1 substance apparaît comme le principal déterminant du risque toxique pour la voie inhalation, sur la zone : **le benzène***

*Le **NO₂**, et les **particules**, présentent des **dépassements** des valeurs guides pour la qualité de l'air*

8.5 Incertitude, sensibilité et discussion

L'analyse des « incertitudes » d'une évaluation des risques et la sensibilité des paramètres retenus pour cette évaluation est une partie intégrante de l'ERS. Afin de ne pas alourdir cette analyse, seuls les paramètres clés de l'évaluation réalisée sont ici discutés ainsi que leurs incidences sur les résultats de l'évaluation lorsque cela est possible.

Cette étape correspond à une réflexion argumentée sur le degré de cohérence et de prudence des éléments de l'étude les plus sensibles (par rapport au risque défini). Il s'agit de recenser les incertitudes principales présentes dans l'étude, tant celles liées au manque de données pour certains paramètres, que celles liées à la variabilité normale des phénomènes ou des paramètres mis en jeux, ou encore celles liées aux particularités du site ou des usagers.

L'évaluation des incertitudes est menée selon une approche qualitative et quantitative lorsque cela est possible.

8.5.1 Estimation du terme source

Les données prises en compte pour le terme source des rejets atmosphériques sont les données fournies par les industriels d'une part et des cadastres d'émissions fournis par ATMO Nord Pas de Calais, d'autre part.

La collecte des données des émissions atmosphériques des industriels concernés a été réalisée par le biais d'une base de données créée par BURGEAP et fournie à chaque industriel qui avait en charge de la renseigner. La base de données a été remplie pour une ou plusieurs années entre 2006 et 2009, en fonction de la disponibilité des données. La chronique retenue permet de juger de la représentativité des données par rapport à l'activité « normale » des sites. Elle permet également de pallier aux éventuelles baisses d'activités sur les sites industriels pour des années de « faible production ».

Pour chaque site industriel considéré, les données prises en compte ont fait l'objet d'une vérification et d'une analyse critique. Afin de valider la base de données réalisée par BURGEAP, un recoupement de celle-ci avec la base de données des déclarations GEREP. Le GEREP est le site Internet de télé déclaration des émissions polluantes et des déchets des ICPE soumises à autorisation. La déclaration de polluant est de la responsabilité de l'exploitant (cf arrêté du 24 décembre 2002) – Il est toutefois à noter qu'un contrôle statistique des données de la déclaration comprenant notamment la vérification de leur cohérence, à partir des données de l'année précédente et des connaissances de l'installation sur l'établissement est effectué par le service d'inspection des installations classées compétent pour l'installation concernée.

L'extrapolation des campagnes de mesures

Pour certains industriels, la quantification des émissions atmosphériques provient, en partie, d'une extrapolation d'une ou plusieurs campagnes de mesure ponctuelles. Les données prises en compte ne tiennent donc pas compte de la variabilité des flux à l'émission lors du fonctionnement des installations. Il est tout de même à noter que les périodes d'arrêt des installations (arrêt le week end ou durant les mois d'été) ont tout de même été intégrées à la modélisation atmosphérique.

Les résultats issus des campagnes sont de plus susceptibles d'être entachés d'erreurs métrologiques. L'incertitude engendrée reste toutefois difficilement quantifiable.

L'utilisation des données du cadastre

Outre les installations industrielles, les sources d'émissions suivantes ont également été prises en compte dans le cadre de l'étude :

- Trafic routier,
- Trafic non routier : trafic ferroviaire et fluvial,

- Secteur résidentiel/commercial/tertiaire,
- Secteur agricole.

L'estimation des émissions de ces sources a été effectuée à partir des données du cadastre des émissions transmis par atmo Nord – Pas-de-Calais. Le cadastre des émissions ou inventaires spatialisés correspond à un inventaire des émissions où les émetteurs ont été spatialisés, le plus précisément possible, sur une grille d'espace. D'une manière générale, les émissions sont estimées à partir de données d'activité représentative du secteur d'émission étudié (consommation d'énergie, comptages routiers, surfaces agricoles...) et de facteurs d'émissions spécifiques à chaque type d'émetteur.

La version du cadastre des émissions retenue pour l'étude est la dernière version disponible, à savoir la base intermédiaire de 2011 utilisant la méthodologie 2010 et qui concerne les données d'émission de 2008 (Beta_A2008_M2010). Il convient de préciser que cette version du cadastre n'est pas une version finalisée ce qui implique que les données seront encore ajustées. En particulier, elle n'intègre pas les émissions du transport routier diffus, c'est-à-dire qu'elle prend uniquement en compte les émissions liées au trafic du réseau structurant, c'est-à-dire les voies d'importance 1 à 4 de la BD TOPO de l'IGN correspondant aux grands axes (jusqu'aux départementales), ce qui exclue les voies infra communales. D'après atmo Nord – Pas-de-Calais, les émissions du trafic « diffus » devraient représenter environ **10 %** des émissions totales liées au trafic routier.

Toutefois, cette version du cadastre est beaucoup plus robuste que la version antérieure du cadastre qui datait de 2005 :

- Nouvelle méthode de construction du cadastre,
- Mise à jour des données d'entrée (données INSEE, comptages routiers, ...),
- Prise en compte des émissions de poussières agricoles.

Le benzène

L'estimation du terme source reste également source d'incertitudes, quand elle est liée à l'utilisation de données bibliographique, ce qui est le cas pour le benzène, principal déterminant du risque pour la voie d'exposition par inhalation tant pour les effets à seuil que pour les effets sans seuil.

Il est donc pertinent de s'intéresser plus particulièrement à cette substance, bien que les niveaux de risque associés soient dans le domaine de conformité définis par le HCSP.

En termes d'émissions de benzène, les principaux émetteurs sont reportés dans le tableau suivant :

Tableau 54 : Flux annuel de benzène sur la zone

secteur	routier	ferroviaire	fluvial	résidentiel	Tertiaire / commercial	agricole	Industriel
Benzène	Flux total kg/an						
	8 685	-	-	51 306	222	9 553	684
	TOTAL = 70 450 Kg/an						
	12%			73%	0,3%	14%	1%

Le secteur résidentiel est le principal contributeur de benzène sur la zone d'étude, à hauteur de 73 %.

Les émissions des industriels représentent une faible part du benzène émis sur la zone, de l'ordre de 1%. Les deux principaux contributeurs industriels sont :

- EDF : 417 kg/an soit 61 % des émissions industrielles et 0,6% des émissions totales,
- EPV : 267 kg/an soit 39% des émissions industrielles et 0,4% des émissions totales.

Si l'on se réfère aux données rapportées par ATMO Nord Pas de Calais pour l'année 2006¹ en termes d'émissions de Benzène sur la zone de Douai, les parts relatives de chaque secteur semblent bien respectées.

Pour le site EPV, les émissions de benzènes sont basées à 100 % sur des données issues de la littérature. D'une part, les émissions de COV totaux ont été estimées par un calcul théorique. Les émissions issues des stockages d'hydrocarbures sont majoritairement des alcanes et des alcènes, pour lesquels, dans l'état actuel des connaissances scientifiques, un grand nombre d'entre eux ne sont pas considérés comme toxiques.

Puis les COV « spécifiques » ont été définis sur la base du guide raffinerie de Juin 2003 (partie relative aux rejets atmosphériques) de la façon suivante :

- 96,4% d'alcanes ou alcènes (assimilés à des hydrocarbures aliphatiques nC5-nC8),
- 2,4% de benzène,
- 0,6% de toluène,
- 0,6% de xylènes,
- 0,02% de 1,3-butadiène.

Il existe une forte incertitude sur les émissions de COV de cette activité compte tenu du caractère diffus de celles-ci qui les rendent difficiles à estimer et compte tenu de la grande variété des contenus des citernes. Toutefois, la méthode retenue permet de disposer d'un ordre de grandeur des émissions et elle correspond à celle classiquement utilisée/reconnue pour ce type d'activité.

Pour le site EDF, les modalités d'évaluation du flux de COV tiennent compte à la fois :

- Du facteur d'émission issu du guide sectoriel VGB / EURELECTRIC pour l'estimation des COV totaux
- Des facteurs d'émissions issus de l'AP42 de l'US-EPA, pour la détermination des COV spécifiques.

Pour ces deux sites, les variations de flux sur la période étudiée sont reportées dans le tableau suivant :

Tableau 55 : Variation des flux à l'émission pour le benzène

Site industriel	substances	Flux en kg/an				
		2006	2007	2008	2009	estimation 2011-2015
EPV	COV totaux	9 131	18 480	16 420	11 140	-
EDF Bouchain	COV totaux	9 120	1 396	3 218	2 789	1 675

La diminution des émissions en COV totaux en 2009 sur le site d'EPV, s'explique par une baisse des émissions de l'URV. D'après TOTAL, cette diminution est due à une unité de récupération de vapeur plus performante et un nombre de pannes moins important. Considérant qu'une installation plus performante est désormais en fonctionnement depuis 2009, il a été retenu de prendre en compte les flux estimés en 2009.

Par ailleurs, pour EDF, les flux à l'émission retenus pour l'ERS de zone sont les flux estimés pour les années 2011-2015 en raison de l'évolution de l'activité d'EDF.

Pour ces deux sites les flux retenus se situent dans la fourchette basse des émissions observées sur les années 2006-2009, mais tiennent compte des évolutions dans les fonctionnements des sites : amélioration

¹ Rapport d'études N°01-2006-SE - Campagne d'évaluation de la qualité de l'air du 15/06/2005 au 13/07/2005 et du 18/01/2006 au 15/02/2006

des conditions d'exploitation ou baisse d'exploitation. Un facteur 2 sur les émissions considérées ne seraient toutefois pas de nature à remettre en cause les conclusions de l'étude.

Aux points récepteurs, la concentration maximale modélisée est de $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Sur la zone d'étude, la concentration maximale modélisée est de $3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les plus fortes concentrations sont logiquement retrouvées à proximité du site EPV.

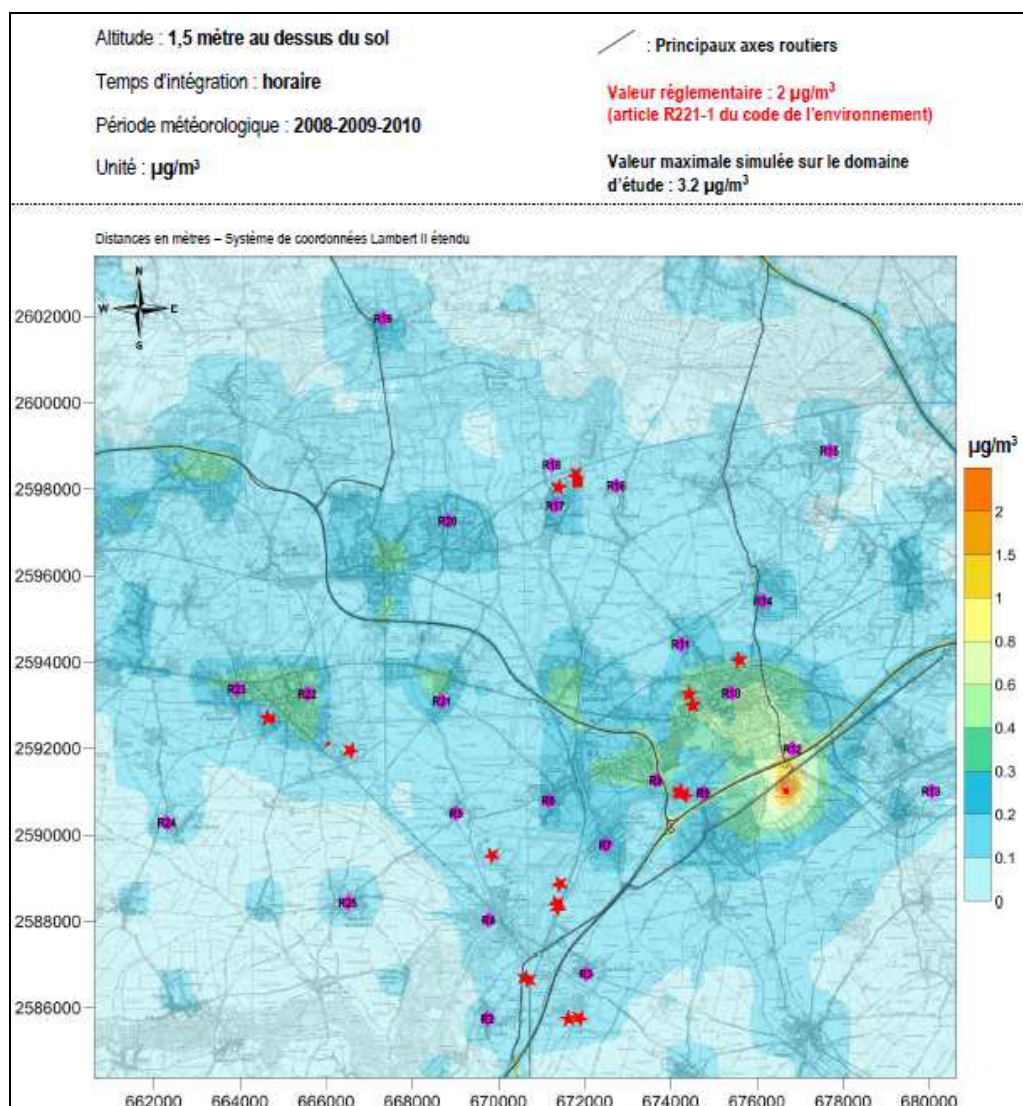


Figure 26 : Concentrations moyennes annuelles modélisées en benzène (source : Numtech)

Des mesures de concentrations étant disponibles sur la zone d'étude, nous les avons comparées aux résultats issus de la modélisation au récepteur R3, récepteur le plus proches des deux sites de mesure.

Tableau 56 : Comparaison modèle/mesure pour le benzène

Concentration en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Concentrations mesurées	Concentration modélisée	
	Concentration moyenne pendant la campagne	Moyenne annuelle	
Lieu st Amand ¹ (2005)	0,5	0,12	Récepteur R3
Avesnes-le-Sec ² – (fév/mars 06)	0.2		

Au vu des valeurs reportées dans le tableau précédent, il apparaît que la comparaison modèle/mesure pour le benzène peut être considérée comme satisfaisante. Ainsi, l'incertitude sur les émissions estimées en benzène semble relativement bien maîtrisée, les ordres de grandeur sont respectés.

8.5.2 Analyse des incertitudes relatives à la modélisation

La modélisation de la dispersion atmosphérique est basée sur des équations mathématiques qui doivent rendre compte des phénomènes physiques et chimiques comme nous pouvons les observer dans la réalité. Il y a donc une incertitude entourant les résultats de modélisation.

8.5.2.1 Incertitudes intrinsèques au modèle

Plusieurs campagnes de mesures très documentées, effectuées sur des sites industriels durant les 50 dernières années, ont été référencées et leurs données intégrées à des bases de données destinées à évaluer a posteriori les modèles de dispersion atmosphérique. Parmi ces bases de données, on peut citer l'outil européen d'évaluation MVK (Model Validation Kit).

Plusieurs articles internationaux³ rapportent les résultats de campagnes de comparaisons entre le modèle ADMS et les mesures sur site. Nous pouvons citer la campagne de mesures « Prairie Grass » qui a été réalisée sur terrain plat et herbeux. Les rejets étaient situés à 0,5 mètre au-dessus du sol, avec des conditions météorologiques pour la moitié instables (convection) et pour l'autre moitié stables. Les mesures ont été effectuées sur des arcs situés à différentes distances de la source.

Les simulations effectuées avec ADMS ont montré que les concentrations étaient proches des mesures dans le cas de conditions météorologiques instables, et qu'elles avaient tendance à être légèrement sous-estimées dans l'autre cas. Le biais fractionnel (caractérisant l'erreur systématique) est de 19%. Notons que ces tests ont montré qu'ADMS donnent des résultats tout à fait satisfaisants en champ proche (50 mètres de la source).

Nous pouvons citer également l'exercice « OPTEX Matrix » réalisé sur une raffinerie. Les rejets provenaient de plusieurs sources ponctuelles. ADMS surestime les concentrations moyennes d'environ 10%, et la concentration maximale d'un facteur 3.

La plupart de ces résultats ont été repris et validés par l'Ecole Centrale de Lyon, dans le cadre d'une étude demandée par l'association RECORD en 2005⁴.

¹ Rapport d'études 06/2006/HL - Campagne station mobile sur la commune de Lieu-Saint-Amand du 14 mars au 13 juin 2005

² Rapport d'études 05/2007/SE - Campagne station mobile dans le secteur SSE de 2002 à 2006

³ 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..

⁴ 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.

8.5.2.2 Validation du modèle pour l'étude sur les polluants gazeux

La validation du modèle consiste en une comparaison modèle / mesure, réalisée sur une période donnée, considérée comme représentative de l'ensemble de la période d'étude. La (ou les) substance(s) sur lesquelles se fait la comparaison doivent donc faire l'objet d'une surveillance continue (par un réseau de surveillance de la qualité de l'air par exemple), ou avoir fait l'objet de campagnes de mesures représentatives.

Ce travail de validation a été réalisé à partir des résultats obtenus en dioxyde d'azote, et en dioxyde de soufre. Pour ces deux polluants, les principaux secteurs d'émission ont été intégrés. Dans le cas du NO₂, polluant traceur de la pollution routière, une pollution de fond a été intégrée, et la chimie a été prise en compte. Pour le SO₂, polluant plutôt traceur de l'industrie, le bruit de fond (fond résiduel, et sources non intégrées dans le modèle) est considéré comme relativement faible et n'a pas été intégré.

Mesures disponibles

Deux sources de données ont été exploitées pour la validation du modèle :

- les données issues des stations fixes du réseau de surveillance de la qualité de l'air Atmo Nord Pas de Calais, localisées sur la zone,
- les résultats de deux campagnes de mesure temporaires réalisées par Atmo Nord Pas de Calais sur la zone.

Trois stations fixes sont présentes sur la zone d'étude. Les polluants mesurés par ces stations et considérés dans l'étude sont le SO₂, le NO₂, et les PM₁₀. Les concentrations moyennes annuelles mesurées pour les années 2008 à 2010 sont données dans le tableau ci-après.

Tableau 57 : Concentrations mesurées sur les stations Atmo Nord Pas de Calais

Station	Type	Période d'activité	Concentrations moyennes annuelles relevées entre 2008 et 2010 (µg/m ³)			
			Polluant	2008	2009	2010
Somain	Station industrielle	Arrêt fin 2008	NO ₂	20	-	-
			SO ₂	3	-	-
			PM ₁₀	27	-	-
Denain	Station urbaine	Arrêt de la mesure en NO _x en janvier 2009, reprise en avril 2010	NO ₂	24	-	23.8*
			SO ₂	3	2	2.2*
			PM ₁₀	28	28	25.8*
Hornaing	Station industrielle	Depuis avril 2008	PM ₁₀	-	30	27.1*

* Les concentrations moyennes de l'année 2010 ont été obtenues à partir des concentrations horaires de l'année, qui ne sont pas validées par Atmo Nord Pas de Calais. Les données validées n'étaient en effet pas encore disponibles lors de la réalisation de l'étude. Ces valeurs pourront donc légèrement évoluer.

Parmi les campagnes de mesures temporaires réalisées sur la zone d'étude par Atmo Nord Pas de Calais, deux se sont déroulées au cours de notre période d'étude. Il s'agit d'une même campagne réalisée en 2008, puis en 2009, sur les zones de Douchy-les-Mines, Neuville-sur-Escout, et Denain. Leurs résultats ont pu être exploités dans le cadre de cette étude.

Ces campagnes ont consisté en 4 périodes de mesure d'un mois chacune :

- au printemps 2008 : du 5 mai au 2 juin,
- à l'automne 2008 : du 6 octobre au 3 novembre,
- à l'hiver 2009 : du 5 février au 9 mars,
- à l'été 2009 : du 17 août au 14 septembre.

Ces campagnes ont mis en œuvre deux unités mobiles, l'une à Douchy-les-Mines, l'autre à Neuville-sur-Escaut, ainsi que la station fixe de Denain. Les concentrations moyennes relevées au niveau de ces trois capteurs sont données dans le tableau ci-après :

Tableau 58 : Concentrations moyennes relevées au cours de chaque campagne de mesure en $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	Printemps 2008			Automne 2008			Hiver 2009			Eté 2009		
	Neuville sur Escaut	Douchy les Mines	Denain	Neuville sur Escaut	Douchy les Mines	Denain	Neuville sur Escaut	Douchy les Mines	Denain	Neuville sur Escaut	Douchy les Mines	Denain
SO₂	1	-	2	1	2	3	2	3	2	1	1	2
NO_x	28	31	25	36	-	40	38	48	57	21	32	22
NO₂	23	26	23	25	-	27	31	32	44	19	17	17
PM₁₀	33	28	32	27	24	29	30	29	30	25	18	22

Il est à noter que les données issues de ces campagnes de mesure ont été directement comparées aux résultats du modèle, qui a été mis en œuvre sur chaque période météorologique. Toutefois pour chacune des quatre campagnes, les émissions modélisées sont restées identiques.

Comparaison

Les concentrations en dioxyde de soufre et dioxyde d'azote ont été simulées pour différentes périodes météorologiques :

- Les années 2008, 2009 et 2010, afin de comparer les moyennes annuelles correspondantes aux mesures des stations fixes du réseau Atmo Nord Pas de Calais,
- Les quatre périodes d'un mois réparties entre 2008 et 2009, afin de comparer les moyennes correspondantes aux mesures sur les stations mobiles des campagnes temporaires Atmo Nord Pas de Calais. Pour chaque période, les données météorologiques correspondantes ont été utilisées en entrée du modèle.

Les résultats présentés ci-dessous correspondent aux résultats finaux obtenus après calage du modèle.

Stations fixes Atmo Nord Pas de Calais, années 2008, 2009 et 2010

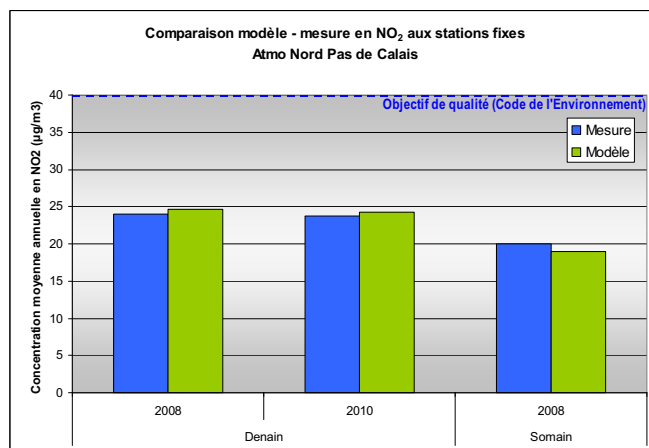


Figure 27 : Concentrations moyennes annuelles simulées et mesurées en NO₂ pour les années 2008, 2009 et 2010 aux stations Atmo Nord Pas de Calais (source : Numtech)

La Figure 27 permet de constater que le modèle restitue de façon très satisfaisante la mesure. L'écart modèle mesure est en effet au maximum **de 5%**.

Ces résultats ont été obtenus en intégrant une pollution de fond (NO et NO₂) dans le modèle. Différentes solutions ont été testées (objet du calage du modèle). La pollution de fond en NO_x finalement utilisée a été estimée à partir des mesures réalisées en différentes stations du réseau Atmo Nord Pas de Calais d'une zone étendue, au moyen d'une méthode développée par Numtech. Cette méthode consiste à extraire le fond commun, à un pas de temps horaire, en un ensemble de stations de mesures par méthode statistique (analyse des corrélations entre les stations). Au final, une pollution de fond horaire en NO_x a été intégrée dans le modèle (14.5 µg/m³ en moyenne sur les trois années étudiées en NO₂, et 1,5 µg/m³ en moyenne en NO).

On notera de manière préliminaire que les mesures Atmo Nord Pas de Calais pour le SO₂ sont fournies arrondies à l'entier (excepté pour l'année 2010, puisque cette valeur a été calculée à partir des données horaires sur l'année). Cela a une incidence sur la comparaison réalisée ici étant donné les faibles niveaux considérés.

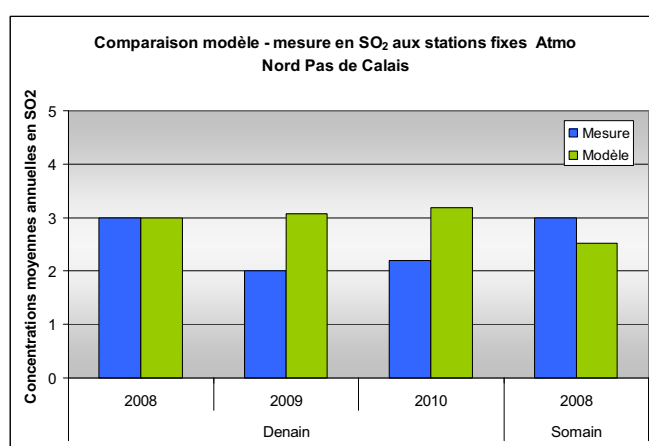


Figure 28 : Concentrations moyennes annuelles simulées et mesurées en SO₂ pour les années 2008, 2009 et 2010 aux stations Atmo Nord Pas de Calais (source : Numtech)

La Figure 28 montre que l'écart relatif entre le modèle et la mesure est un peu plus élevé pour le SO₂ que pour le NO₂, toutefois, l'écart maximal ne dépasse pas **1 µg/m³**, ce qui constitue une bonne performance du modèle. On rappelle que l'objectif de qualité relatif au SO₂ est de 50 µg/m³ en moyenne annuelle d'après le Code de l'Environnement.

Campagne Atmo Nord Pas de Calais sur Douchy les Mines et Neuville sur Escaut

La comparaison modèle - mesure en NO₂ est également relativement bonne lorsque l'on considère les données de la campagne temporaire réalisée par Atmo Nord Pas de Calais en 2008 et 2009 sur Douchy les Mines et Neuville sur Escaut. Le modèle a tendance à **légèrement surestimer** la mesure dans la majorité des cas. Les résultats les moins bons sont obtenus à Denain et à Neuville, au cours de l'hiver 2009. Dans les deux cas, le modèle sous-estime la mesure, de façon très marquée à Denain. Ces écarts peuvent être expliqués par le fait que la modélisation n'intègre aucune modulation temporelle des émissions. Les émissions modélisées sont constantes sur l'année dans le modèle, or elles peuvent présenter des variations significatives en réalité, qui peuvent être sensibles à l'échelle d'un mois.

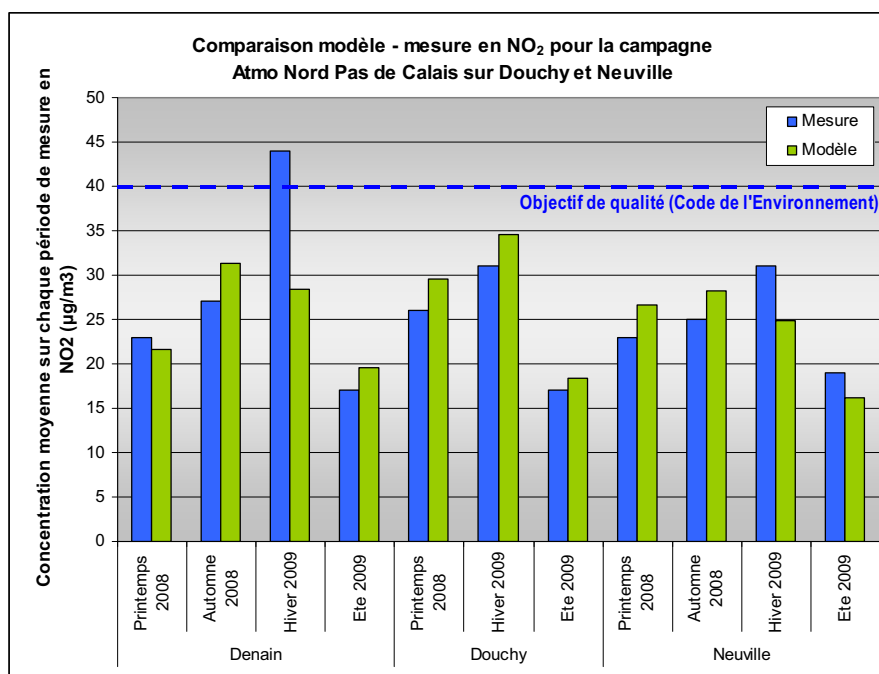


Figure 29 : Concentrations moyennes mesurées et simulées en NO₂ durant la campagne de mesure (source : Numtech)

Pour le SO₂, on retrouve comme pour le NO₂ une légère tendance à la **surestimation** du modèle. L'ordre de grandeur de la mesure est toutefois à nouveau bien restitué. On rappelle de plus qu'ici aussi, les mesures Atmo Nord Pas de Calais sont fournies arrondies à l'entier, ce qui peut légèrement fausser la comparaison. L'écart entre modèle et mesure est au maximum de l'ordre de **1,3 µg/m³**.

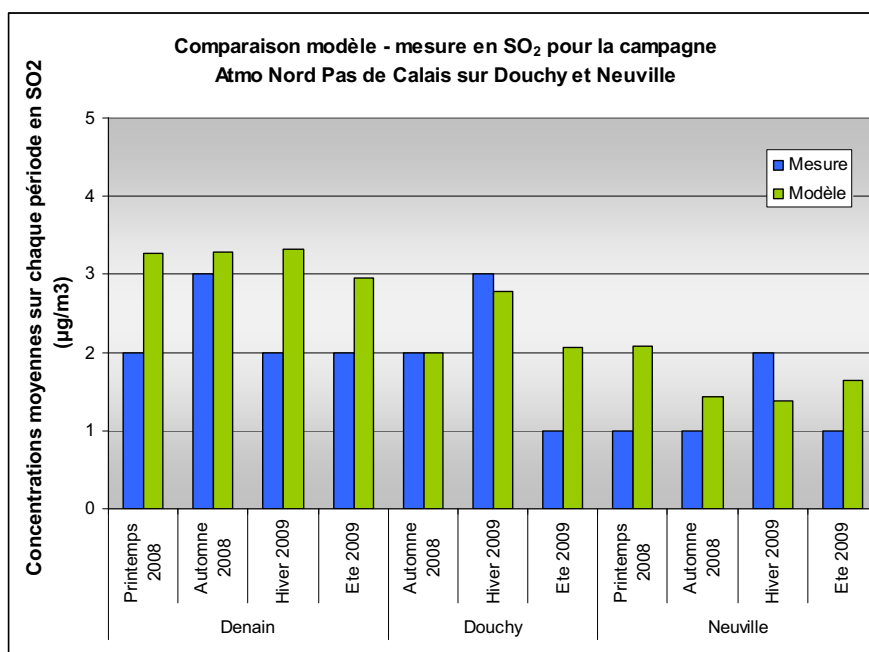


Figure 30 : Concentrations moyennes mesurées et simulées en SO₂ durant la campagne de mesure (source : Numtech)

La comparaison modèle-mesure réalisée sur le SO₂ et sur le NO₂ montre de bonnes performances du modèle de dispersion ADMS mis en œuvre pour cette étude.

Les résultats obtenus en NO₂ au niveau des stations fixes du réseau Atmo Nord Pas de Calais sont notamment très satisfaisants.

La comparaison modèle/mesure a mis en évidence une légère tendance à la surestimation du modèle, pour ces deux polluants.

8.5.2.3 Analyse de la modélisation pour les éléments particuliers

Des campagnes de mesure des concentrations en métaux ont été réalisées au niveau de la station fixe de Denain depuis 2005 ainsi que sur les stations mobiles de Neuville-sur-Escaut et Douchy-les-Mines. Elles ont été réalisées depuis 2005. De façon à pouvoir comparer au mieux les données, nous avons considéré les concentrations moyennes mesurées sur Denain entre 2008 et 2010 correspondant à la période de modélisation.

Les concentrations mesurées et simulées sont regroupées dans le tableau suivant.

Tableau 59 : Comparaison modèle/mesure pour les métaux

Concentrations (ng/m ³)	Arsenic	Cadmium	Nickel	Plomb
Concentration moyenne mesurée sur la station de Denain (moyenne 2008-2010)	0.6	0.3	5.3	11.2
Simulation au capteur (R10)	0.013	0.005	0.03	0.02
Valeurs de références	Valeur cible au 31/12/12 (directive n°2004/107/CE du 15/12/04) :			Objectif de qualité : 250 ng/m ³
	6 ng/m ³	5 ng/m ³	20 ng/m ³	Valeur limite : 500 ng/m ³ (décret n°2002-213 du 15/02/02)

Les valeurs simulées au niveau de Denain restent toutes assez largement inférieures à la concentration mesurée : écart compris entre 50 pour l'arsenic et 500 pour le plomb. La comparaison des concentrations en métaux simulées et mesurées montre une sous-estimation significative de la chaîne de modélisation.

Comme évoqué ci-avant, le modèle de dispersion donne des résultats satisfaisants sur le NO₂ et le SO₂ dont on connaît relativement bien les émissions. Si l'on écarte les phénomènes de dépôt pour les polluants particuliers (dont la sensibilité sur les résultats est d'ailleurs plutôt faible aux échelles auxquelles on travaille, quelques dizaines de % tout au plus), il n'y a pas de raisons particulières (intrinsèques au modèle de dispersion) pour que le modèle sous-estime à ce point les concentrations mesurées pour les métaux. Les raisons de ces écarts sont sans doute imputables en partie aux émissions (moins bien connues que pour le le NO₂ et le SO₂ par exemple), mais surtout à la contribution relative du niveau de fond. On constate en effet que les concentrations dans l'air mesurées par ATMO NpDC sont relativement faibles. Elles sont en effet 4 à 20 fois inférieures aux valeurs de références (valeurs guides ou valeurs limites). Pour ces métaux on peut considérer qu'il n'y a a priori pas de signature industrielle mise en évidence par les mesures. Le modèle ne prenant en compte que la contribution industrielle, il est donc logique qu'il restitue des valeurs très faibles (en théorie négligeable si la signature industrielle est négligeable). L'ajout d'un « niveau de fond » aux valeurs simulées permettrait de retrouver des valeurs comparables à celles mesurées. Les résultats du modèle donnent donc une information concernant **la contribution industrielle**, les mesures ATMO une information concernant la pollution cumulée (contribution industrielle + bruit de fond), qui rappelons-le reste très faible. Il ne faut donc pas voir la différence entre les résultats du modèle et la mesure comme un défaut de la chaîne de modélisation (qui encore une fois donne des valeurs cohérentes pour le SO₂), mais bien comme la représentation d'une signature faible de la contribution industrielle.

Dans la mesure où la modélisation ne retranscrit que la contribution industrielle, et de façon à ne pas négliger la part des éléments traces métalliques dans les risques, les concentrations mesurées au niveau de la station de Denain (données de 2011 – Cf. Tableau 6) ont été intégrées aux calculs de risques sanitaires.

Tableau 60 : Incertitudes sur les QD liées aux concentrations en métaux lourds

Polluants	VTR ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	QDi au récepteur le plus impacté	QDi au point de mesure
		Adulte / Enfant	Adulte / Enfant
As	1	<0,001	0.001
Cd	0,45	<0,001	0,001
Cd (effets cancérigènes)	0,3	<0,001	0.001
Cr VI	0,1	<0,001	-
Cr III	60	<0,001	<0,001
Mn	0,05	0,007	0.19
Hg	0,2	<0,001	<0,001
Ni	0,09	0,001	0.03

L'examen de ce tableau montre que le quotient de danger de chacun reste inférieur à la valeur repère de 1. L'impact le plus marqué concernent le manganèse. Le QD sommé reste lui aussi inférieur à la valeur repère de 1. Les risques estimés se situent donc dans la zone de conformité.

Tableau 61 : Incertitudes sur les ERI liées aux concentrations en métaux lourds

Polluants	VTR ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	ERI inhalation au récepteur le plus impacté		ERI inhalation au point de mesure maximum	
		Adulte	Enfant	Adulte	Enfant
As	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$1,18 \cdot 10^{-8}$	$2,36 \cdot 10^{-9}$	$3,86 \cdot 10^{-7}$	$7,71 \cdot 10^{-8}$
Ni	$3,8 \cdot 10^{-4}$	$2,16 \cdot 10^{-8}$	$4,33 \cdot 10^{-9}$	$4,40 \cdot 10^{-7}$	$8,79 \cdot 10^{-8}$
Pb	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$9,80 \cdot 10^{-11}$	$1,96 \cdot 10^{-11}$	$9,98 \cdot 10^{-8}$	$2,00 \cdot 10^{-8}$
ERi sommé	Valeur Repère 10^{-5}	$2 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-7}$

L'examen de ce tableau montre que l'excès de risque individuel pour chacun des polluants est inférieur à la valeur repère de 10^{-5} . Aucune substance n'est en dehors du domaine de conformité défini par le HCSP.

Les métaux n'étant pas prépondérant dans l'ERI sommé, la prise en compte des mesures reste sans conséquence sur le risque cancérigène estimé.

8.5.3 Composés retenus

8.5.3.1 Prise en compte du chrome VI

Les données concernant le chrome sont essentiellement issues de mesures à l'émission, mais elles concernent le chrome total. Hormis pour le site SNCZ, aucune information spécifique au chrome VI n'était disponible.

Il est nécessaire dans une étude de risque sanitaire de distinguer les formes hexavalentes et trivalentes du chrome total, compte tenu des toxicités très différentes de ces composés. Nous considérerons, dans la présente étude, que 10 % du chrome est présent sous forme de chrome VI dans les émissions des sources étudiées.

Ce choix s'appuie sur une étude sur les risques cancérigènes liés aux émissions de métaux lourds d'un incinérateur (Hallenbeck, Breen, Brenniman, 1993). Cette étude montre que la part de chrome VI dans le chrome total est comprise entre 7‰ et 10%. Par ailleurs, un document de l'INRS, sur l'évaluation de l'exposition des soudeurs au chrome et au nickel pour différents procédés de soudage à l'arc¹, présente différentes matrices emploi-exposition pour les fumées de soudage d'acier inoxydable : une matrice proposée par l'OMS et une matrice issue de l'étude INRS.

Ainsi, la part du chrome VI dans le chrome total pour des fumées de soudage d'acier inoxydable est la suivante :

- matrice emploi-exposition de l'OMS : 3 % de Cr VI dans le Cr total,
- matrice emploi-exposition de l'INRS : 2,5 % de Cr VI dans le Cr total.

De plus, les industries connues pour émettre du chrome VI sont les suivantes² :

- production de chrome et de ses composés : fabrication de chrome métal par aluminothermie,
- industrie métallurgique : fabrication de ferrochromes, chromage électrolytique,
- industrie des réfractaires
- production de pigments à base de chrome,
- industrie textile,
- tannage des peaux,
- photographie,
- fabrication et emploi des produits protecteur du bois,
- industries du bâtiment, utilisatrice de ciment.

Sur la zone d'étude, les sites émettant du chrome sont EPV, EDF, Hainaut Enrobés, Procyrdhim, et SNCZ.

Ces sources ne sont pas considérées comme les plus émettrices de chrome VI. Par conséquent, l'hypothèse retenue paraît majorante.

8.5.3.2 Prise en compte des HAP individualisés

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

L'application des TEF peut se faire sur les flux à l'émission ou sur les VTR considérées. C'est la position que nous avons retenue. En effet, cette approche permet de considérer les risques pour les effets toxiques à seuil par ingestion des HAP. Cela permet de prendre en compte les facteurs de bioconcentration (BCF_{végétaux}) de chacun des HAP pris séparément mais pas uniquement celui du Benzo(a)pyrène qui fait partie des plus faibles.

8.5.3.3 Le cadmium dans les végétaux

Des mesures de cadmium dans les végétaux ont été réalisées par la SNET lors d'un diagnostic complémentaire mené en juillet et août 2007 à la demande de l'administration. Les concentrations mesurées dans les végétaux ont été comparées à celles mesurées dans les végétaux témoins (végétaux achetés dans

¹ INRS. ND2047, Evaluation de l'exposition des soudeurs au chrome et au nickel pour différents procédés de soudage à l'arc. 9p, 1997.

² INRS – Documents pour le médecin du travail, n°39, 3^{ème} trimestre 1989 – 39 TR 14.

des lieux de commercialisation régionaux) et aux valeurs limites réglementaires (règlement CE N°1881/2006) lorsqu'elles existent. Aucun dépassement des valeurs réglementaires n'a été mis en évidence pour le cadmium que ce soit dans les végétaux prélevés au voisinage dans la SNET ou dans les végétaux témoins. Par conséquent, le cadmium n'a pas été considéré dans les végétaux.

Dans le cadre du diagnostic des milieux, plus de 130 mesures sont disponibles pour le Cadmium dans les sols. Sur ces 130 mesures, moins de 9 % sont supérieures à la valeur de bruit de fond retenue. L'écart entre la moyenne et la médiane montre peu d'hétérogénéité dans les concentrations mesurées sur la zone. Sur la zone d'étude, la valeur la plus élevée est de l'ordre de 5 mg/kg. 90 % des mesures sont < 0.9 mg/kg.

Toutefois, selon le retour d'expérience de la CIRE autour du site Métaeurop, le cadmium est l'élément trace le plus pénalisant dans les légumes. Le facteur de bioconcentration pour ce composé trouvé dans la littérature est effectivement parmi les plus élevés.

Il pourrait par conséquent être envisagé de vérifier ce point par **la réalisation de mesures** de concentrations en **cadmium** dans les **légumes** dans les zones identifiées comme les plus impactées.

8.5.4 Choix des valeurs toxicologiques de référence

Les valeurs toxicologiques de référence comportent structurellement des sources d'incertitudes prises en compte dans l'élaboration même des valeurs. Il est habituellement admis que les valeurs proposées par les organismes compétents sont, dans l'état actuel des connaissances, précautionneuses.

Par ailleurs, les effets de synergies inter polluants qu'ils soient positifs ou négatifs ne peuvent être évalués faute de données suffisantes dans les bases de données toxicologiques consultées.

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

8.5.4.1 Le cadmium

L'ATSDR a établi en 2012 un MRL de 1.10^{-4} mg/kg/j pour une exposition chronique par voie orale. Cette valeur est basée sur les mêmes données que pour la voie inhalation. Une consommation de cadmium qui aboutirait à 0.5 µg de Cd/g créatinine à 55 ans été évaluée en utilisant des modèles pharmacocinétiques. Un facteur de sécurité de 3 pour la variabilité humaine a été appliqué.

Sur les mêmes principes, l'ATSDR a établi un MRL de 0,01 µg/m³ pour une exposition chronique par inhalation (2012). Cette valeur a été estimée à partir d'une meta-analyse de données d'exposition environnementales. Une concentration dans l'air qui aboutirait à ce niveau de cadmium urinaire (0.5 µg/g créatinine), en tenant compte d'une consommation alimentaire de cadmium de 0.3 µg/kg/day, a été évaluée en utilisant des modèles bio-cinétiques. La concentration dans l'air de 0.1 µg Cd/m³ a été divisée par un facteur de sécurité de 3 pour la variabilité humaine et un facteur de modification¹ de 3. Cette valeur paraît faible au regard de l'expertise menée par l'ANSES en 2012.

Les facteurs de sécurité appliqués par l'ATSDR paraissent donc très majorant.

La prise en compte de la valeur de l'ATSDR conduirait à un QD pour l'ingestion de sol de 0,05. Par conséquent, l'incertitude sur la VTR pour les effets à seuil du cadmium par ingestion n'est pas de nature à modifier les conclusions de l'étude.

¹ Modifying factor = facteur de modification : valeur appliquée à la dérivation d'un MRL pour refléter des préoccupations supplémentaires de la base de données qui ne sont pas couvertes par les facteurs de sécurité. La valeur par défaut pour un MF est 1.

8.5.4.2 Le mercure

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques **non cancérigènes** du mercure par **inhalation (élémentaire sous forme de vapeurs et inorganique sous forme de poussières)** est celle établie par l'ATSDR à **0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Cette valeur est jugée suffisante pour protéger le sous groupe le plus sensible (fœtus et enfants), elle est légèrement plus faible que celle établie par l'US-EPA avec un degré de confiance moyen. L'OEHHA propose un REL de 0,03 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ à partir de la même étude que celle retenue par l'US-EPA. La différence réside dans l'application des facteurs de sécurité. L'OEHHA applique un facteur 10 supplémentaire pour la plus grande sensibilité des enfants. Au vu du QD évalué pour le mercure par l'ingestion, un facteur 10 sur la VTR n'est pas de nature à modifier les conclusions de l'étude.

8.5.4.3 Le plomb

La valeur guide pour la qualité de l'air du plomb et de ses composés inorganiques proposés par l'OMS (2000) en Europe est de **0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** . Les effets critiques retenus par l'OMS sont une plombémie qui ne doit pas excéder 100 $\mu\text{g}/\text{L}$ dans 98 % de la population, soit une plombémie médiane qui ne doit pas dépasser 54 $\mu\text{g}/\text{L}$. Le calcul est basé sur une plombémie de 30 $\mu\text{g}/\text{L}$ due au plomb non anthropogénique, et sur le fait que 1 μg de plomb par m^3 d'air ambiant contribuerait de façon indirecte à une plombémie de 50 $\mu\text{g}/\text{L}$ (Air Quality Guidelines for Europe, 2nd édition).

On peut considérer que la valeur guide pour la qualité de l'air recommandée par l'OMS (2000) en Europe, établie à **0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** est une valeur toxicologique de référence par sa construction et qu'elle prend bien en considération l'ensemble des effets toxiques du plomb qui sont liés à la plombémie. On peut lui accorder un degré de confiance **élevé**, en remarquant qu'elle présente sans doute une pertinence plus forte que la valeur proposée pour l'exposition par ingestion, pour laquelle les études ont été moins poussées en termes de seuils de plombémie acceptables. Cependant, en application de la circulaire DGS, cette valeur n'a pas été retenue pour l'évaluation quantitative des risques.

La prise en compte de la valeur de l'OMS pour mener le calcul de risque par inhalation pour les effets à seuil conduirait à un QD de $4\cdot 10^{-5}$. En tenant compte de la valeur en plomb mesurée sur la station de Denain, le QD serait de 0,04.

8.5.4.4 Le benzène

La VTR retenue pour les risques chroniques non cancérigènes par inhalation est de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, il s'agit de la valeur la plus précautionneuse établie par l'ATSDR (2007), fondée sur des données sur l'homme récentes (2004). L'ATSDR a estimé la MRL chronique de 0.003 ppm basée sur des benchmark dose (BMD) à partir d'études sur les ouvriers d'industries manufacturières de chaussure du Tianjin, en Chine (Lan et al. 2004). La dose expérimentale (BMCL0.25) de 0.10 ppm a été ajustée à l'exposition continue en utilisant la méthodologie de l'US-EPA. Un facteur de sécurité de 10 (pour protéger des individus sensibles) a été appliqué. Elle concerne par ailleurs l'organe critique reconnu par l'ensemble des organismes (système sanguin). On notera enfin que l'ANSES s'est basé sur cette VTR pour établir sa valeur guide VGAI pour les effets chroniques hors cancer.

L'application de la circulaire DGS aurait conduit à retenir la valeur de l'US-EPA de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2003). Cette dernière est trois fois moins précautionneuse que celle de l'ATSDR.

Le QD estimé à partir de cette valeur est alors de 0,02. Le récepteur le plus impacté devient alors R3 avec comme déterminants du risque les xylènes et le naphthalène.

8.5.4.5 Le naphthalène

Actuellement, nous jugeons que les valeurs disponibles pour rendre compte des effets cancérigènes du naphthalène ne sont pas adaptées. Il s'agit soit des valeurs en cours de discussion au sein de l'US-EPA (donc non validées), soit des valeurs de l'OEHHA (2005) : $\text{ERUo} = 0,12 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$ et $\text{ERUi} = 3,4 \cdot 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g}/\text{m}^3\text{)}^{-1}$.

Nous avons comparées ces valeurs à celles qui sont obtenues à partir de la VTR pour un mélange de HAP et d'un facteur d'équivalent toxique de 0,001. L'ERUI de l'OEHA est environ 30 fois plus contraignant que celui ainsi calculé.

Ces grands écarts associés à la faiblesse des données spécifiques au naphthalène nous ont conduits à retenir l'approche par équivalent toxique.

La prise en compte de l'ERUI de l'OEHA conduirait à un ERI de l'ordre de 5.10^{-7} . Par conséquent, l'incertitude sur la VTR pour les effets cancérogènes du naphthalène n'est pas de nature à modifier les conclusions de l'étude.

8.5.5 Paramètres retenus pour l'estimation des expositions

8.5.5.1 Temps d'exposition

Il a été pris en compte pour l'élaboration des quotients de dangers et des excès de risque individuel, l'hypothèse que la population du domaine d'étude est exposée aux rejets du site 100 % du temps. Or, il s'avère que cette hypothèse est majorante au vu des données issues de la base CIBLEX. Cette base de données, élaborée par l'ADEME et l'Institut de Radioprotection de Sécurité Nucléaire (IRSN), contient de nombreux paramètres descriptifs de la population française et notamment le budget espace/temps, c'est-à-dire le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur du lieu d'habitation.

Le tableau suivant présente, pour la population adulte, le temps moyen passé hors du lieu d'habitation (données départementales – Nord). Les activités présentées sont données à titre d'exemple, cette liste n'étant pas exhaustive.

Tableau 62 : Temps passé à l'extérieur du lieu d'habitation pour une catégorie socio-professionnelle donnée en min/jour

	Adulte		Enfant	
	17 à 60 ans	Plus de 61 ans	1 à 2 ans	2 à 7 ans
Promenade hors lieu d'habitation	68	83	45	75
Lieu de travail/scolaire	449	284	240	210

D'après les informations mentionnées dans ce tableau, la population adulte ou enfant passe une partie de son temps non négligeable à l'extérieur de leur habitation.

Ces données confirment que l'hypothèse retenue (exposition 100 % du temps sur le domaine d'étude) est source d'incertitude concernant les valeurs d'indice de risque des polluants à effets systémiques et cancérogènes.

D'après les informations mentionnées dans ce tableau, la population adulte ou enfant passe une partie de son temps non négligeable à l'extérieur de leur lieu d'habitation.

Ces activités peuvent néanmoins être menées sur le domaine d'étude vu le périmètre de la zone d'étude considéré. Ainsi, l'hypothèse retenue (exposition 100 % du temps sur le lieu d'habitation) est une source d'incertitude concernant les valeurs d'indice de risque des polluants à effets systémiques et cancérogènes, mais son impact, difficilement quantifiable, reste mineur.

8.5.5.2 Quantité de sol ingéré

Dans le cadre de la présente étude, les quantités de sols ingérées par jour de présence sur le site ont été considérées comme suit : pour la présence d'enfants dans leurs jardins privés, les débits de **91 mg/j** considérés ne tiennent pas compte de la durée de présence de ces cibles dans leurs jardins.

L'US-EPA (2001) recommande de ne pas tenir compte de la relation linéaire entre le temps de présence et la quantité de sol ingéré, l'évènement considéré par l'US-EPA ayant une durée de 24 heures. Cette recommandation est suivie par un certain nombre de modèles intégrés dont RISC 4.0 (Waterloo Hydrogeologics). L'INERIS cependant considère que cette approche est exagérément conservatoire et recommande de pondérer les quantités de sol ingéré par le taux de présence horaire.

Compte tenu de ces éléments et des incertitudes importantes liés à cette évaluation, l'approche retenue par BURGEAP apparaît conservatoire pour les fréquentations des espaces verts, et suit le principe de précaution. Nous considérons que la surestimation potentielle du risque peut être d'un facteur 2 ou plus (si la fréquentation en période estivale peut être journalière, en période hivernale, elle est probablement nettement plus faible).

La valeur recommandée par l'US EPA pour la quantité de sol ingérée par un adulte est de 50 mg/j [US-EPA 1997]. Pour les enfants, de nombreuses études de mesures d'ingestion de particules de sol ont été menées [Binder et al. 1991, Clausen et al. 1987, Davies et al. 1990, Calabrese et al. 1989, Stanek et Calabrese 1991, Van Wijnen et al. 1990]. Les valeurs moyennes se situaient entre 39 mg/j et 271 mg/j de sol ingéré, avec une moyenne globale de 146 mg/j de sol ingéré, et 191 mg/j de sol et poussières ingérés. Les valeurs les plus élevées (jusqu'à 1 432 mg/j) ont été obtenues dans l'étude de Calabrese et al. [1989] et lorsque le titane était utilisé comme traceur. En tenant compte du fait que le titane peut présenter de plus grandes variations que les autres traceurs, et que les études de Calabrese et al. [1989] incluaient un enfant pica, l'EPA a estimé que 100 mg/j était une valeur moyenne représentative de l'ingestion de particules de sol par les enfants de moins de six ans. L'EPA a aussi utilisé 200 mg/j comme valeur moyenne précautionneuse de l'ingestion de particules de sol. A partir de ces données, une quantité moyenne de 150 mg/j de sol ingéré par un enfant est retenue par l'INERIS [INERIS 2001]¹.

L'article de Ph. Glorennec ne préconise pas clairement de valeur à prendre en compte, mais indique qu'en première approche, il est possible d'utiliser les valeurs génériques communément utilisées dans les EQRS françaises pour un repérage des substances d'intérêt et des voies d'exposition les plus contributives à la dose ce qui est l'objectif visé par cette étude de risque sanitaire global.

En ce qui concerne l'ingestion de sol et de poussières : Pour le taux d'ingestion de sols d'un enfant en extérieur, nous nous sommes basés sur les travaux de synthèse de l'INVS sur les variables humaines d'exposition (2012), basés pour ce paramètre sur l'étude de Stanek et al. (2001), qui donne un percentile 95 de 91 mg/jour. Ces données sont par ailleurs dans la fourchette des valeurs décrites dans la littérature : entre 0,6 et 480 mg/j chez l'adulte et entre 2 et 250 mg/j chez l'enfant (cité par KISSEL et al., 1998). La valeur de 480 mg/jour correspond à la réalisation de travaux de jardinage (Hawley 1985), non considérés de manière particulière dans la présente étude.

La valeur retenue pour l'ingestion de sols et de poussières en extérieur est donc de 91 mg/j pour un enfant en bas âge. Cette valeur est représentative d'une journée d'activité en extérieur sans prise en compte d'un temps de présence sur la journée. Elle se situe dans une approche raisonnablement majorante mais non aberrante.

¹ INERIS (2001) Méthode de calcul des Valeurs de Constat d'Impact dans les sols, Novembre 2001.

8.5.5.3 Scénario d'autoconsommation

La base CIBLEX a permis de définir également les taux d'autoconsommation sur le département. Si nous considérons un taux d'autoconsommation de 100%, c'est-à-dire que l'ensemble des produits alimentaires consommés proviennent de la zone d'influence des sources considérées, les résultats obtenus pour les calculs d'ITEM pour la voie par ingestion sont les suivants :

Tableau 63 : Incertitudes liées aux quantités d'aliments ingérés

	QD	ERI	QD	ERI	QD	ERI
	SOL		VEGETAUX		MATRICES ANIMALES	
ELEMENTS TRACES METALLIQUES						
Cadmium (Cd)	0,005	-	-	-	-	
Cuivre (Cu)	0,002	-	-	-		
Mercuré (Hg)	0,006	-	-	-		
Nickel (Ni)	0,009	-	0,1			
Plomb (Pb)	0,23	5,7E-07	0,9	2,3.10 ⁻⁶		
Zinc (Zn)	0,003	-	0,1			
Manganèse (Mn)	-	-	0,4			
Vanadium (Va)	-	-	0,1			
POLLUANTS ORGANIQUES PERSISTANTS						
Dioxines et PCB-DL	0,09	-	-		3,6	-

La plombémie estimée en considérant 100 % d'autoconsommation et en intégrant une biodisponibilité de 30 %, les résultats de plombémies estimées seraient de :

- 34 µg/l en considérant des concentrations en plomb correspondant au P90 ;
- 20 µg/l en considérant des concentrations en plomb correspondant à la moyenne.

En considérant l'ensemble des hypothèses majorantes, les plombémies estimées seraient supérieures au seuil de mise en œuvre d'un dépistage du saturnisme.

Il est toutefois peu probable que 100 % de l'alimentation d'une personne proviennent de la zone d'étude. Néanmoins, il pourrait être intéressant de préconiser une diversité dans l'approvisionnement des denrées alimentaires et d'accentuer la communication sur les bonnes pratiques de consommations (i.e : lavages des légumes) et bonnes pratiques d'élevages.



Ce qu'il faut retenir

La comparaison modèle-mesure réalisée sur le SO₂ et sur le NO₂ montre de bonnes performances du modèle de dispersion ADMS mis en œuvre pour cette étude.

Les mesures de métaux ne montrent pas de risque significatif.

Une incertitude sur le choix des VTR qui n'est pas de nature à modifier les conclusions de l'étude.

Des paramètres d'exposition retenus dans une approche raisonnablement majorante mais non aberrante.

9. Conclusions

Le Secrétariat Permanent pour la Prévention des Pollutions Industrielles (S3PI) du Hainaut-Cambrésis-Douais a mandaté BURGEAP pour la réalisation d'une étude de zone sur le secteur d'Hornaing-Bouchain (59).

L'objectif primaire de l'étude engagée était de répondre à l'inquiétude de la population locale suscitée par la mise en évidence de certaines pathologies telles que des plombémies sur la zone d'étude.

L'objectif global de cette étude est d'identifier les substances qui pourraient poser problème pour la santé des populations vivant sur la zone d'étude et soumise à l'exposition de diverses sources de pollution éventuelle et de fournir des éléments décisionnels en matière de gestion du risque et de protection de la santé publique. L'étude menée sur la zone s'inscrit dans une démarche de santé publique et doit permettre :

- de hiérarchiser les risques sanitaires et donc d'apporter des informations utiles à la définition de priorités d'action en matière de gestion des risques,
- de fournir des éléments d'appréciation aux élus locaux, décideurs administratifs et industriels en ce qui concerne les décisions d'aménagement de la zone à l'étude,
- de disposer d'un état de référence des émissions atmosphériques d'origines multiples pour les futures études d'impact,
- de disposer d'éléments d'information pour les populations riveraines,
- de disposer d'éléments permettant d'actualiser le programme de surveillance de la qualité des milieux environnementaux.

La démarche suivie pour la réalisation de cette étude est la démarche d'Interprétation de l'Etat des Milieux (IEM) telle que définie dans la circulaire du 8 février 2007 du Ministère en charge de l'environnement et du développement durable, relative à la gestion des sites et sols pollués. Elle vise à évaluer la compatibilité de l'état des milieux avec les usages constatés dans la zone d'étude.

La démarche d'IEM repose sur une phase préliminaire d'étude et de réflexion qui consiste à réaliser un bilan factuel de l'état du milieu ou du site étudié. Cet état des lieux, appelé schéma conceptuel, constitue les fondations sur lesquelles toute démarche de gestion doit reposer.

Les quatre phases, présentées et validées au fur et à mesure par le Groupe de travail constitué au sein du S3PI pour le pilotage de l'étude, sont les suivantes :

- **Phase 1** : Elaboration du schéma conceptuel d'exposition ;
- **Phase 2** : Elaboration (diagnostic) de l'état des milieux : cette phase a permis de compléter les données existantes acquises lors de la phase 1 par la réalisation de mesures complémentaires dans les sols. En premier niveau d'approche, il n'a pas été retenu de réaliser de mesures complémentaires dans l'air.
- **Phase 3** : Interprétation de l'Etat des Milieux : cette phase a conduit à vérifier que l'état des milieux, évalué lors des phases 1 et 2, était compatible avec les usages constatés et, le cas échéant, à déterminer la nécessité de mettre en œuvre des mesures de gestion adaptées ;
- **Phase 4** : Evaluation des risques sanitaires : cette phase a consisté à réaliser une évaluation quantitative des risques sanitaires chroniques pour les populations présentes au sein de la zone d'étude. Elle a porté plus spécifiquement sur le milieu « air » pour lequel les mesures n'étaient pas disponibles.

Le cadre méthodologique choisi comme structure de référence est celui du guide méthodologique INERIS de Juillet 2003 sur l'évaluation des risques sanitaires qui définit les principes généraux de l'évaluation des risques sanitaires ainsi que celui du " Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact – février 2000" de l'InVS.

La méthodologie retenue prend également en compte les textes et outils méthodologiques développés par le Ministère chargé de l'Environnement relatifs à la prévention de la pollution des sols et à la gestion des sols pollués en France (notes et circulaires ministérielle de février 2007).

La zone concernée par l'étude est localisée dans le département du Nord (59), entre les villes de Douai, Valenciennes et Cambrai. Elle couvre une superficie d'environ 230 km² (15 km de côté), et est centrée sur la commune d'Abscon. La zone d'étude est de type rural avec une densité moyenne de 429 hab/km². Les densités de population les plus importantes sont rencontrées sur les communes de Denain (1 766 hab/km²), d'Aniche (1 532 hab/km²) et de Louches (1 475 hab/km²). Elle est caractérisée par une population légèrement plus jeune que la moyenne nationale. La zone d'étude est implantée en partie sur le Bassin minier du Nord-pas-de-Calais. Plusieurs concessions étaient exploitées sur la zone (Aniche, Anzin, Azincourt, Douchy-les-Mines, Denain, Hasnon et Flines-lez-Raches). Outre les cavités minières, l'héritage de l'exploitation des mines comprend les terrils (accumulation des sous-produits de l'exploitation minière) et les cavaliers (plateformes de schistes noirs aménagés pour supporter les voies ferrées des mines).

Actuellement, une trentaine d'industries soumises à autorisation au titre de la réglementation des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) sont présentes sur la zone d'étude. La consultation des bases de données BASOL et BASIAS ont permis de recenser 31 sites pollués ou potentiellement pollués (dont 6 sites en activité) et 470 sites exerçant ou ayant exercé une activité potentiellement polluantes.

Outre les activités industrielles, la zone d'étude se caractérise par un environnement agricole. A ce titre, près de 63% de la surface totale du département du Nord est occupé par des surfaces agricoles. La zone d'étude accueille une agriculture mixte où domine l'élevage de bovins dans un paysage de prairies et de cultures fourragères.

Les industries prises en compte sont les industries présentes sur la zone d'étude et soumises à autorisation. Au total, 16 sites industriels ont été retenus. En revanche, 15 sites n'ont pas été pris en compte soit parce qu'ils ont cessé leurs activités (3 sites), soit parce que les émissions ont été considérées comme négligeables soit parce qu'aucune donnée d'émission n'était disponible.

Les émissions des autres secteurs retenus :

- le trafic routier,
- le trafic ferroviaire et fluvial,
- le secteur résidentiel, tertiaire et commercial,
- le secteur agricole.

ont été estimées sur la base des données du cadastre des émissions transmis par ATMO Nord-Pas-de-Calais. La version du cadastre retenue pour l'étude est la dernière version disponible, à savoir la base intermédiaire de 2011 utilisant la méthodologie 2010 et qui concerne les données d'émission de 2008. Les flux ainsi estimés ont permis de montrer notamment que :

- le trafic routier est le principal contributeur aux émissions non industrielles de NO_x et dans une moindre mesure de SO₂,
- le secteur résidentiel est le principal contributeur aux émissions non industrielles de COVnm.

Sur base de la description de la zone d'étude, de l'inventaire des émissions, et des usages définis des milieux, le schéma conceptuel d'exposition a été élaboré.

Le domaine d'étude a été défini par modélisation en se basant sur les émissions les plus élevées (émissions de SO₂) et sur des critères toxicologiques (polluants les plus toxiques). Une comparaison (modèle/mesure) sur le paramètre SO₂ a montré un écart relatif entre concentrations modélisées et concentrations mesurées de l'ordre de 5 % au maximum ; ce qui a validé le choix de notre modèle de dispersion.

A l'issue de la première étape, au regard des données disponibles sur la zone d'étude, il est apparu une bonne caractérisation :

- des émissions atmosphériques et de la qualité de l'air en lien avec les activités industrielles actuelles au niveau des secteurs d'Hornaing, de Denain et de Lieu-Saint-Amand. Ainsi, en premier niveau d'approche, aucune mesure complémentaire sur l'air n'a été retenue.
- de la qualité des sols en termes d'Eléments Traces Métalliques (ETM) liés aux émissions atmosphériques des industries en activité. Un diagnostic complémentaire sur les sols a été mené de façon à compléter les éléments déjà disponibles.

Pour les **sols**, les analyses réalisées dans le cadre du diagnostic complémentaire confirment les concentrations mesurées lors des diagnostics précédemment réalisés sur la zone. En plus d'un impact potentiel pour les ETM (Hg, Cd, Ni, Pb, Cu et Zn), un impact par les HAP est mis en évidence par les analyses réalisées. Les dépassements du "bruit de fond" indique une contamination anthropique, mais pas forcément une préoccupation sanitaire.

En ce qui concerne les **végétaux**, les concentrations mesurées sont légèrement élevées sur quelques légumes provenant d'Hornaing ; mais restent représentatives de l'état naturel régional puisque les concentrations mesurées dans les légumes provenant de marchés de la région sont également légèrement élevées. Les concentrations médianes mesurées restent néanmoins dans la gamme des valeurs de référence considérées. Des dépassements des valeurs réglementaires pour le plomb sont à noter et semblent également généralisés aux végétaux « témoins ».

Les résultats disponibles de mesures des dioxines et PCB-DL dans le **lait** d'élevage sont inférieurs au seuil de retrait fixé par la Commission européenne. Les résultats des analyses réalisées, sont toutefois supérieurs au bruit de fond national pour l'ensemble des 5 prélèvements.

Les concentrations dioxines et PCB-DL retrouvées dans les **œufs** sont quant à elles supérieures à la valeur réglementaire pour plus de la moitié des échantillons. Il existe une faible variabilité dans les résultats et il est difficile de mettre en évidence une tendance en fonction des zones de prélèvement. La mise en œuvre de mauvaises pratiques d'élevage (dispersion de cendre dans le poulailler et brûlage à l'air libre à proximité du parcours des animaux) peuvent expliquer les taux élevés en polluants mesurés dans les œufs prélevés. Les élevages les plus problématiques ont fait l'objet de mesures d'urgence.

Les calculs de risques réalisés à l'issue de l'ITEM sur les milieux sols, matrices végétales et animales ont mis en évidence :

- Des niveaux de risques pour le **plomb** à la limite de la valeur de référence ($0,2 < QD < 5$) nécessitant une analyse complémentaire quant à la compatibilité des milieux avec les usages actuels.
- Des niveaux de risques pour les **dioxines et PCB-DL** à la limite de la valeur de référence ($0,2 < QD < 5$) pour l'ingestion **d'œufs**
 - Les élevages les plus problématiques ont fait l'objet de mesures d'urgence.
 - Pour les autres élevages, des conseils ont été prodigués aux consommateurs de façon à ce qu'ils puissent moduler/adapter leur comportement.

En raison de la problématique particulière du plomb dans la région, une estimation des plombémies attendues a été réalisée. L'ensemble des **plombémies estimées** restent **inférieures à la valeur seuil** définie par l'InVS, de 100 µg/l, correspondant au niveau à partir duquel les expositions sont susceptibles d'entraîner des effets toxiques sur la santé.

L'analyse des données disponibles par ailleurs sur la zone, réalisée par la CIRE, confirme que les concentrations environnementales en plomb mesurées sur la zone ne peuvent être à l'origine de plombémie élevée.

En ce qui concerne les concentrations atmosphériques de substance dans l'air, en premier niveau d'approche, les résultats issus de la modélisation ont été utilisés pour estimer l'exposition des populations. En effet, les données de mesures disponibles ne couvrent pas toutes les substances ni l'ensemble de la zone. **Le risque sanitaire** chronique lié à **l'inhalation** des polluants atmosphériques émis sur la zone ainsi estimé est **non significatif** tant pour les effets à seuil que pour les effets sans seuil.

Une substance apparaît comme le principal déterminant du risque toxique pour la voie inhalation, sur la zone : **le benzène**

Le **NO₂**, et les **particules**, présentent des dépassements réguliers des valeurs guides pour la qualité de l'air.

L'incertitude sur les niveaux estimés est relativement bien maîtrisée. La comparaison modèle-mesure réalisée sur le SO₂ et sur le NO₂ montre de bonnes performances du modèle de dispersion mis en œuvre. Par ailleurs, les mesures de métaux en concentration dans l'air ne mettent pas en évidence de risque sanitaire significatif. L'incertitude sur le choix des VTR n'est pas de nature à modifier les conclusions de l'étude. Les paramètres d'exposition retenus se situent dans une approche raisonnablement majorante mais non aberrante.

La meilleure connaissance de l'état environnemental des milieux sur la zone associée aux indicateurs de risque estimés permettent de dégager les priorités d'action suivantes :

- Une campagne de **mesure en benzène** sur le secteur **d'Haulchain** : En effet, de façon à s'assurer que les niveaux en benzène sont conformes à ceux estimés par modélisation et ne sont pas de nature à générer des effets sur la santé, une campagne de mesure sur le secteur pourra venir compléter et confirmer les résultats de la présente étude.
- Le **NO₂** et les **particules** sont intégrés dans le PPA Nord Pas de Calais comme substances prioritaires. Les actions réglementaires fixées dans ce cadre permettront de maîtriser et à terme de diminuer les émissions et ainsi d'améliorer la qualité de l'air pour ces deux substances sur la zone.
- Une surveillance des particules fines, PM_{2,5}, pourra être envisagée de manière plus spécifique sur la zone d'étude, selon le programme de mesure d'ATMO Nord Pas de Calais.
- Des campagnes régulières de **communication et de préconisations** sur les bonnes pratiques d'élevage et de consommation des **œufs** permettront de limiter l'exposition des populations aux **Dioxines et PCB-DL**.
- Des campagnes régulières de **communication et de préconisations** sur la nécessité de diversité dans l'approvisionnement des denrées alimentaires et les bonnes pratiques de consommations (i.e : lavage des légumes) permettront de limiter l'exposition des populations aux éléments traces métalliques.
- Selon le retour d'expérience de la CIRE autour du site Métaeurop, le cadmium est l'élément trace le plus pénalisant dans les légumes. Sur la zone d'étude, peu de mesures dans les végétaux sont disponibles. Il pourrait par conséquent être envisagé de vérifier ce point par la réalisation de mesures de concentrations en cadmium dans les légumes dans les zones identifiées comme les plus impactées.

- Pour le **plomb**, les points de fortes concentrations mis en évidence devront faire l'objet d'un suivi particulier par les services de l'état, afin de continuer à s'assurer de la compatibilité des milieux avec l'usage qui en est fait. Ainsi, la réalisation de mesures complémentaires est préconisée autour de l'école Maxime Quevy à Aniche.

Par ailleurs, des études complémentaires relatives au plomb seront menées sur des périmètres plus larges que celui de l'école à Aniche, à Emerchichourt et à Auberchicourt. Outre des mesures de sols, des études historiques développées sur ces secteurs pourront être menées.

La poursuite des actions préconisées sera assurée par la mise en place de groupes de travail spécifiques.

La communication des résultats de l'étude sera assurée par des réunions publiques.

ANNEXES

- Annexe 1 - Cartes générales

Cette annexe contient 4 pages

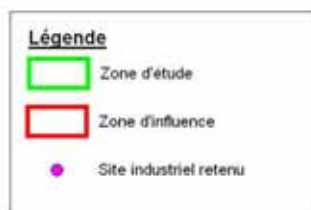
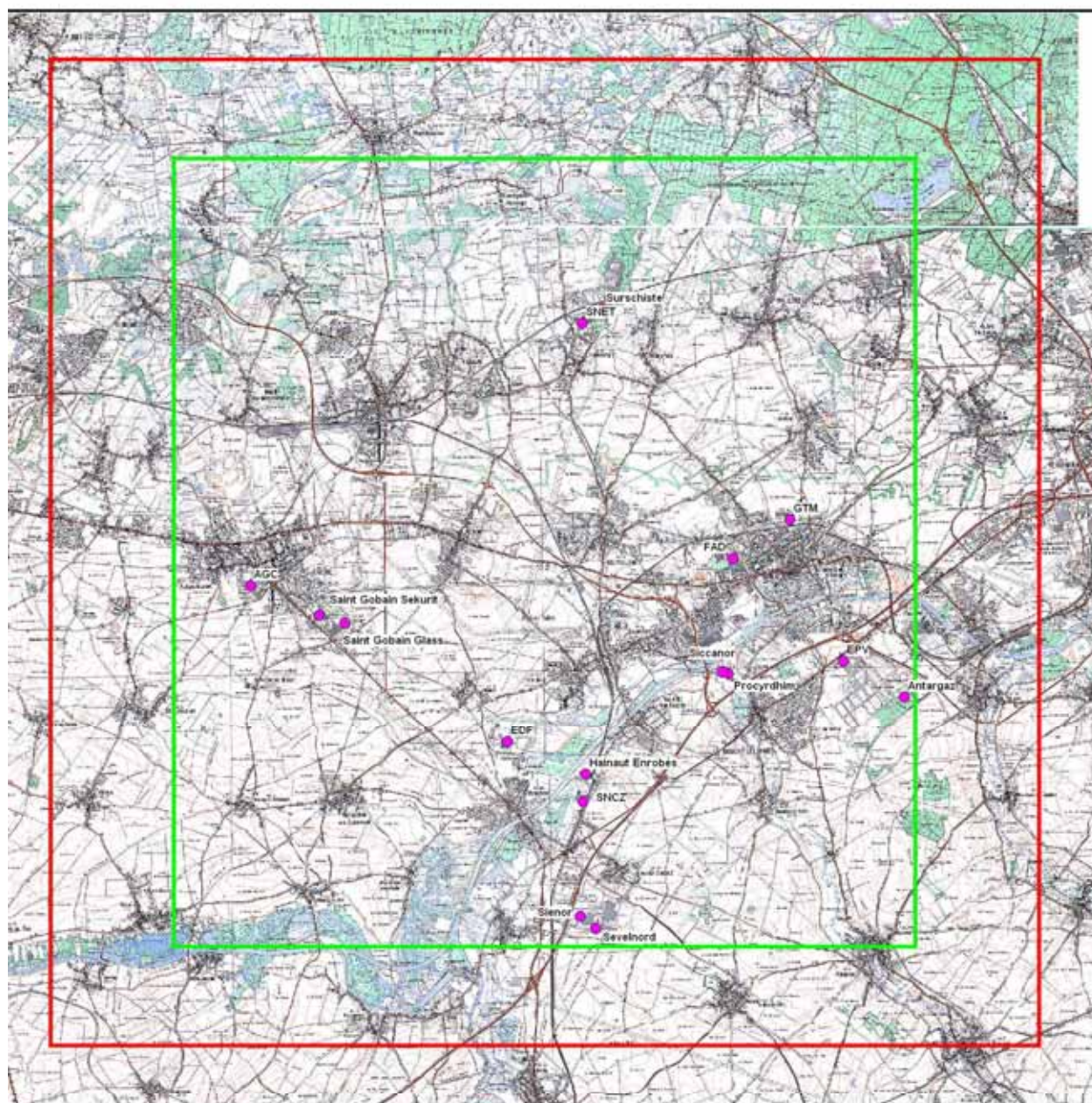
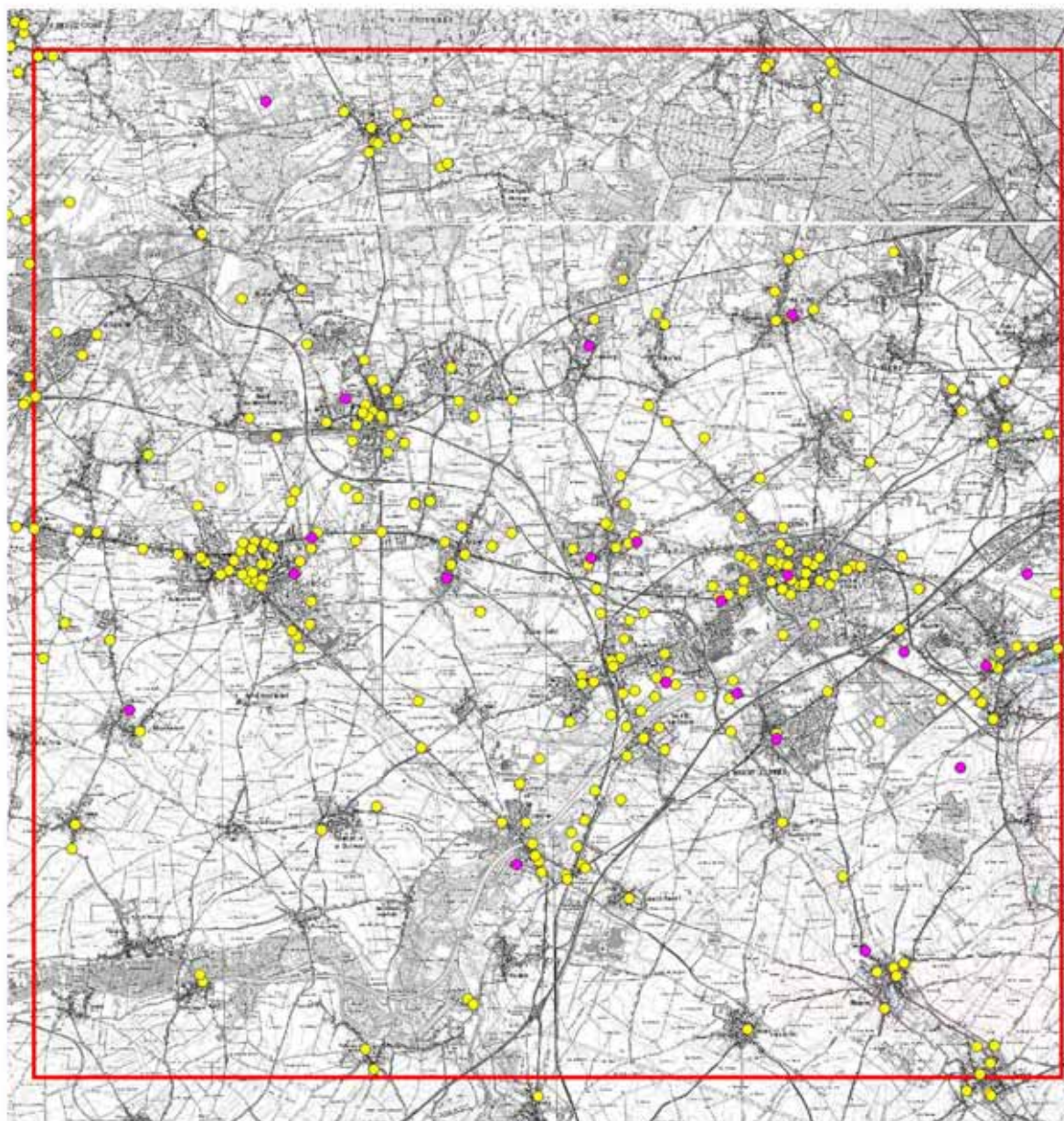


Fig 1 : Localisation des sites industriels



Légende



Echelle



Fig 2 : Localisation des sites basias



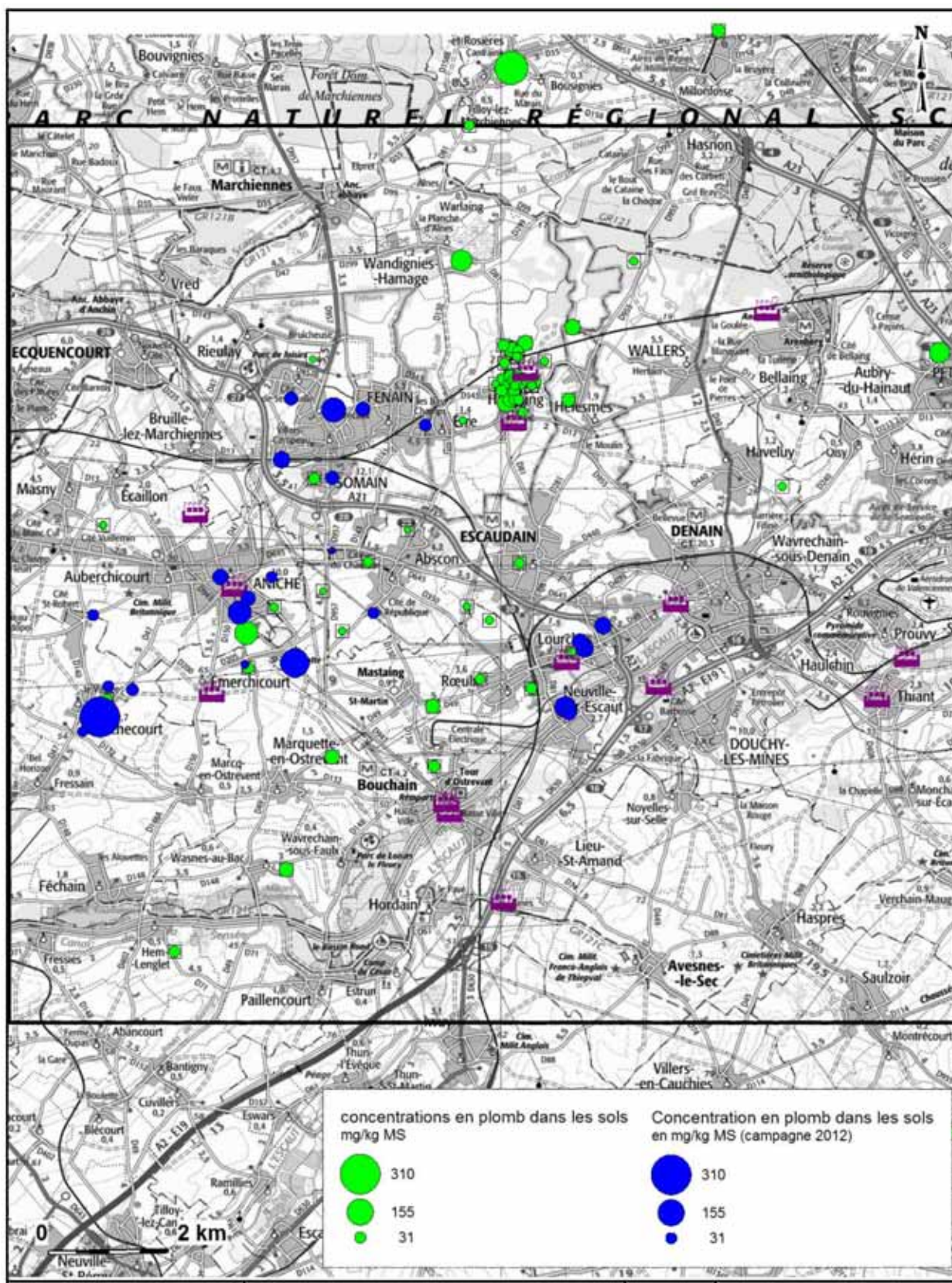


Fig 4 : Concentration en plomb mesurée dans les sols

- Annexe 2 -
Campagne de mesure de la
qualité de l'air
Etude réalisée à Douchy-les-
Mines, Neuville-sur-Escaut et
Denain
ATMO NORD PAS DE CALAIS

Cette annexe contient 7 pages

Rapport d'études 01/2006/AF – Campagne station mobile sur le secteur de
Denain du 21 septembre au 17 octobre 2005

Polluants	Stations		
	Denain (fixe)	Douchy-les-Mines (mobile)	Neuville-sur-Escaut (mobile)
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		
SO ₂	3	2	5
NO ₂	30	23	26
NO	14	6	9
Ozone	26	33	29
Poussières en suspension	25	24	28
	mg/m^3		
CO	-	0,2	0,21
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		
Benzène ⁽¹⁾			0,48
Toluène ⁽¹⁾			2,49
Ethylbenzène ⁽¹⁾			0,25
Xylènes ⁽¹⁾			1,67
	ng/m^3		
Arsenic	1,37	0,99	1,12
Cadmium	0,62	0,6	0,63
Plomb	23,73	26,47	35,55
Nickel	5,28	3,04	3,11
Chrome	8,24	4,99	5,71
Cuivre	11,82	11,16	12
Manganèse	18,45	25,4	36,68
Zinc	94,79	117,1	138,46
Mercuré	ND	ND	ND

Rapport d'études 03/2006/AF – Campagne station mobile sur le secteur de
Denain du 24 Janvier au 1er Mars 2006

Polluants	Stations		
	Denain (fixe)	Douchy-les-Mines (mobile)	Neuville-sur-Escaut (mobile)
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		
SO ₂	6	4	6
NO ₂	37	38	40
NO	15	14	14
Ozone	20	25	22
Poussières en suspension	26	21	30
	mg/m^3		
CO	-	0,41	0,42
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		
Benzène ⁽¹⁾		-	-
Toluène ⁽¹⁾		-	-
Ethylbenzène ⁽¹⁾		-	-
Xylènes ⁽¹⁾		-	-
	ng/m^3		
Arsenic	2,19	1,47	1,6
Cadmium	0,83	0,62	0,61
Plomb	75,68	29,59	36,43
Nickel	9,33	3,71	4,26
Chrome	17,62	8,15	13,79
Cuivre	14,97	10,01	11,3
Manganèse	61,72	21,54	35,75
Zinc	190,56	114,76	154,11
Mercure	0,15	0,03	0,03

Rapport d'études 07/2006/TD - Campagne station mobile sur Douchy-les-Mines, Denain et Neuville-sur-Escaut – Phase 3 : du 06/06/2006 au 04/07/2006

Polluants	Stations		
	Denain (fixe)	Douchy-les-Mines (mobile)	Neuville-sur-Escaut (mobile)
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		
SO ₂	4	3	5
NO ₂	17	-	17
NO	2	-	3
Ozone	72	68	-
Poussières en suspension	25	23	27
	mg/m^3		
CO		0,1	0,12
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		
Benzène ⁽¹⁾		1,1	1
Toluène ⁽¹⁾		2,6	3,1
Ethylbenzène ⁽¹⁾		0,3	0,4
Xylènes ⁽¹⁾		1,8	4,5
	ng/m^3		
Arsenic	2,19	1,6	1,47
Cadmium	0,67	0,51	0,47
Plomb	38,02	20,57	29,01
Nickel	4,36	3,31	3,54
Chrome	7,4	4,91	12,1
Cuivre	11,3	11,37	17,73
Manganèse	23,25	24,74	89,89
Zinc	102,96	92,24	109,91
Mercure	0,1	0,03	0,03

Rapport d'étude N°02/2009/TD - Campagne stations mobiles et préleveurs sur les communes de Neuville-sur-Escout, Douchy-les-Mines et Denain du 5/05 au 2/06/08 et du 6/10 au 3/11/08

Polluants	Stations		
	Denain (fixe)	Douchy-les-Mines (mobile)	Neuville-sur-Escout (mobile)
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		
SO ₂	2,5	2	1
NO ₂	25	26	24
NO	7,5	20	8
Ozone	49,5	42	44,5
Poussières en suspension	30,5	26	30
	mg/m^3		
CO	-	0,24	0,24
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		
Benzène ⁽¹⁾			
Toluène ⁽¹⁾			
Ethylbenzène ⁽¹⁾			
Xylènes ⁽¹⁾			
	ng/m^3		
Arsenic	0,61	0,68	0,43
Cadmium	0,33	0,28	0,24
Plomb	15,05	13,46	9,48
Nickel	5,08	4,61	2,64
Chrome	8,64	9,1	3,82
Cuivre	27,81	17,03	11,38
Manganèse	12,61	11,01	9,5
Zinc	71,17	65,23	52,2
Mercure	ND	ND	ND

Rapport d'étude N°04/2010/TD - Campagne stations mobiles et préleveurs sur les communes de Neuville-sur-Escout, Douchy-les-Mines et Denain du 5/02 au 9/03 et du 17/08 au 14/09/09

Polluants	Stations		
	Denain (fixe)	Douchy-les-Mines (mobile)	Neuville-sur-Escout (mobile)
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		
SO ₂	2	2	1,5
NO ₂	-	24,5	25
NO	-	15,5	4,5
Ozone	43	36	41,5
Poussières en suspension	22	18	25
	mg/m^3		
CO	-	0,19	0,24
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		
Benzène ⁽¹⁾			
Toluène ⁽¹⁾			
Ethylbenzène ⁽¹⁾			
Xylènes ⁽¹⁾			
	ng/m^3		
Arsenic	0,4	0,6	0,43
Cadmium	0,22	0,22	0,18
Plomb	8,12	9,33	8,94
Nickel	4,98	3,17	2,22
Chrome	2,66	2,98	1,72
Cuivre	6,41	7,02	5,87
Manganèse	6,6	9,57	9,37
Zinc	22,2	31,03	24,54
Mercure	ND	ND	ND

Rapport d'étude N°8/2011/TD - Campagne stations mobiles et préleveurs sur les communes de Neuville-sur-Escout, Douchy-les-Mines et Denain du 27/04 au 25/05 et du 28/10 au 14/12/2010

Polluants	Stations		
	Denain (fixe)	Douchy-les-Mines (mobile)	Neuville-sur-Escout (mobile)
	µg/m3		
SO ₂	2	2	1
NO ₂	28	25	20,5
NO	7	4	7
Ozone	39,5	48	40,5
Poussières en suspension	25	28,5	26
	mg/m3		
CO	-	0,14	0,15
	µg/m3		
Benzène ⁽¹⁾	-	-	-
Toluène ⁽¹⁾	-	-	-
Ethylbenzène ⁽¹⁾	-	-	-
Xylènes ⁽¹⁾	-	-	-
	ng/m3		
Arsenic	0,67	0,59	1,29
Cadmium	0,3	0,31	0,45
Plomb	10,56	9,85	14,33
Nickel	5,93	2,21	3,74
Chrome	2,6	1,92	9,12
Cuivre	10,12	11,47	10,06
Manganèse	11,45	13,08	22,86
Zinc	45,23	39,8	4095,4
Mercure	ND	ND	ND

RAPPORT D'ÉTUDE N°02/2012/FB - Campagne station mobile sur les communes de
Douchy-les-Mines, Neuville-sur Escaut et Denain - 2011

Polluants	Stations		
	Denain (fixe)	Douchy-les-Mines (mobile)	Neuville-sur-Escout (mobile)
	µg/m3		
SO ₂	1	2	1,5
NO ₂	-	33	24
NO	-	9	11,5
Ozone	43	36,5	35,5
Poussières en suspension	31	29	32
	mg/m3		
CO	-	-	-
	µg/m3		
Benzène ⁽¹⁾	-	-	-
Toluène ⁽¹⁾	-	-	-
Ethylbenzène ⁽¹⁾	-	-	-
Xylènes ⁽¹⁾	-	-	-
	ng/m3		
Arsenic	0,6	0,4	0,5
Cadmium	0,4	0,3	0,3
Plomb	19,4	9,2	10,6
Nickel	2,7	1,5	3
Chrome	5,5	2,8	7,9
Cuivre	9,8	8,1	8,6
Manganèse	9,5	9,9	15,4
Zinc	60,2	51,2	129,5
Mercure	ND	ND	ND

- Annexe 3 -

Choix des traceurs de risques

Cette annexe contient 9 pages

Lors de l'émission d'un mélange de composés chimiques à l'atmosphère, un choix raisonné d'un nombre limité de substances peut être effectué conformément au principe de proportionnalité et aux recommandations des guides de l'INERIS de juin 2003 et de l'INVS de février 2000.

La philosophie de la démarche implique donc un choix de « traceurs du risque sanitaire » parmi les substances émises. On entend par « traceurs », les substances qui font l'objet d'une évaluation quantitative de l'exposition et du risque (INERIS, 2003). La prise en compte de ces traceurs et non de l'ensemble des substances émises permet toutefois de conclure quant à l'acceptabilité ou non des risques.

Le choix des « traceurs » est effectué principalement sur la base de la quantité et de la toxicité des substances émises.

Toxicité des substances

Identification des dangers

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

Pour l'ensemble des substances identifiées lors de la phase d'inventaire, les effets toxiques ont été collectés et notamment les effets cancérogènes (apparition de tumeurs), les effets mutagènes (altération du patrimoine génétique) et les effets sur la reproduction (reprotoxicité).

Relation dose-réponse

La dose est la quantité d'agent dangereux mise en contact avec un organisme vivant. Elle s'exprime généralement en milligramme par kilo de poids corporel et par jour (mg/kg/j). Dans le cas de l'exposition par inhalation, la concentration s'exprime généralement en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

L'évaluation quantitative de la relation entre la dose (ou la concentration) et l'incidence de l'effet néfaste permet d'élaborer la Valeur Toxicologique de Référence (VTR). Des VTR sont établies par diverses instances internationales ou nationales¹ à partir de l'analyse des données toxicologiques expérimentales chez l'animal et/ou des données épidémiologiques. Ces VTR sont une appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques établissant une relation quantitative entre une dose et un effet (toxiques à seuil de dose) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxiques sans seuil de dose).

Selon les mécanismes toxicologiques en jeu, deux grands types d'effets toxiques peuvent être distingués :

- **les effets à seuil** pour lesquels il existe un seuil d'exposition en dessous duquel l'effet néfaste n'est pas susceptible de se manifester. Il s'agit des effets toxiques non cancérogènes et des effets cancérogènes non génotoxiques).
- **les effets sans seuil** (essentiellement les effets cancérogènes génotoxiques) pour lesquels il est difficile scientifiquement de définir de façon fiable un niveau d'exposition sans risque. La probabilité de survenue de l'effet néfaste croît avec l'augmentation de la dose.

Une même substance peut produire ces deux types d'effets.

¹ ATSDR Toxicological Profiles (US Agency for Toxic Substances and Disease Registry)

IRIS US-EPA (Integrated Risk Information System ; US Environmental Protection Agency)

OMS. Guidelines for drinking-water quality

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

En France, le conseil supérieur d'hygiène et de santé publique (CSHSP) et l'ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire, anciennement AFSSET et Afssa) construisent également des VTR.

Pour les effets à seuil de dose, on dispose en pratique et selon les cas :

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

Ces seuils sont issus d'expérimentations animales, d'études épidémiologiques ou d'essais de toxicologie clinique. A partir de ces seuils, des VTR extrapolées à l'homme sont définies en divisant les seuils précédents par des facteurs d'incertitude liés aux types d'expérimentations ayant permis d'obtenir ces données.

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

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

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

Cet ERU représente la probabilité supplémentaire de survenue de l'effet néfaste pour une exposition vie entière à une unité de dose donnée par rapport à une population non exposée. Les dénominations proposées les plus classiques sont les suivantes :

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

Sélection des Valeurs Toxicologiques de Référence

Pour chacune des substances identifiées lors de l'inventaire et de la quantification des émissions, les VTR sont recherchées pour les effets toxiques à seuil et sans seuil pour les deux voies d'exposition considérées (ingestion et inhalation).

Les bases de données consultées pour la recherche des VTR sont les bases de données recommandées par la Circulaire de la Direction Générale de la Santé DGS/SD. 7B n° 2006-234 du 30 mai 2006 relative aux « modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact » :

- **US EPA** (United States Environmental Protection Agency – Etat Unis) dont dépend la base de données **IRIS** – Integrated Risk Information System,
- **ATSDR** (Agency for Toxic Substances and Disease Registry – Etat Unis),

- **OMS** (Organisation Mondiale de la Santé – Bureau régional de l’Europe) et **IPCS** (International Programme on Chemical Safety),
- **Santé canada** (Ministère Fédéral de la Santé – Canada),
- **RIVM** (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu – Institut National de Santé Publique et de l’Environnement – Pays Bas),
- **OEHHA** (Office of Environmental Health Hazard Assessment of California – Etat Unis)

Pour chaque substance, les différentes VTR disponibles sont recherchées de façon à discuter le choix réalisé sur les critères suivants :

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

Par ailleurs, le 25 juillet 2007, l’AFSSET¹ (devenue ANSES² depuis son regroupement avec l’AFSSA³) s’est vu confier la mission de construction de VTR par ses ministères de tutelle. Le 31 décembre 2008, les premiers avis de l’AFSSET sont publiés concernant les VTR pour les effets cancérigènes de 3 substances (chloroforme, tétrachlorure de carbone et 1,2-dichloroéthane). Les VTR construites par l’ANSES/AFSSET sont reconnues par la DGS et sont donc retenues préférentiellement par BURGEAP.

Il convient également de préciser que l’INERIS⁴, dans son rapport d’étude N°DRC-08-94380 du 17 mars 2009, récapitule les VTR disponibles pour les substances ayant fait l’objet d’une fiche de données toxicologiques environnementales de l’INERIS et propose des choix de VTR. Ces choix restent cependant spécifiques à des études et cas particuliers et ils ne peuvent être appliqués dans toutes les circonstances.

Valeurs Toxicologiques de Référence retenues

Les VTR retenues pour chaque composé identifié dans lors de l’inventaire des émissions sont présentées en annexe 11.

Autres valeurs de comparaison utilisées

L’utilisation d’autres valeurs que les VTR peut être réalisée parallèlement à la quantification des risques sanitaires pour les substances ne disposant pas de VTR. Ces autres valeurs permettent en effet de discuter de l’exposition des individus et d’estimer l’état des milieux, à savoir si un impact est mesuré (ou mesurable) ou non.

1 AFSSET : Agence Française de Sécurité Sanitaire de l’Environnement et du Travail

2 ANSES : agence nationale de sécurité sanitaire de l’alimentation, de l’environnement et du travail

3 AFSSA : Agence Française de Sécurité Sanitaire de l’Alimentation

4 INERIS : Institut National de l’Environnement et des Risques

Ces valeurs de comparaison regroupent des valeurs réglementaires (France et Europe), des valeurs guide (OMS, INDEX, CHSPF) qui sont généralement des valeurs qui servent de point de départ à l'élaboration de valeurs réglementaires.

Ces valeurs ne sont en aucun cas (conformément à la circulaire DGS de mai 2006) utilisées pour évaluer les quotients de danger (QD) et excès de risques individuels (ERI) faisant référence à une évaluation des risques sanitaires.

Les valeurs guides identifiées pour les composés ne disposant pas de VTR sont présentées dans le tableau suivant.

Synthèse des autres valeurs disponibles pour la voie inhalation

Substance	Valeur	Source
Pour l'inhalation – Exposition chronique		
Poussières (PM 2,5)	VG = 10 µg/m³	OMS (2005)
Poussières (PM 10)	VG = 20 µg/m³	OMS (2005)
Dioxyde d'azote (10102-44-0)	VG = 40 µg/m³	OMS (2005)
Dioxyde de soufre (7446-09-05)	50 µg/m³ en moyenne annuelle	CSHPF (2000)
Plomb (Pb)	VG = 0,5 µg/m³	OMS (2000)
Vanadium (V)	VG = 1 µg/m³	OMS (2000)

Pour le SO₂, les valeurs guides recommandées par l'OMS en 2000 (Air Quality Guidelines for Europe, 2000) étaient de 50 µg/m³ en moyenne annuelle et de 125 µg/m³ sur 24 heures.

La valeur guide, du SO₂, a été revue par un groupe de travail OMS en 2005 (WHO air quality guidelines, global update, 2005) ¹. Dans cette révision, qui s'appuie sur l'ensemble des connaissances acquises ces dernières années (études épidémiologiques notamment), l'OMS ne propose plus qu'une seule valeur guide pour le SO₂ : **20 µg/m³ en moyenne journalière**. L'OMS précise par ailleurs qu'il apparaît inutile d'édicter une valeur guide annuelle, dans la mesure où le respect de la valeur guide journalière permet d'assurer un bas niveau d'exposition des populations.

¹ WHO. Air Quality Guidelines. Global update 2005. Report on a working group meeting. Bonn, Germany. 18-20 october 2005.

Méthodologie de sélection des polluants traceurs

Emissions industrielles

Méthodologie

Le choix des « traceurs » est effectué principalement sur la base de la quantité et de la toxicité des substances émises.

Les autres critères à prendre en compte sont :

- l'existence d'une VTR,
- l'existence de voies de contamination pertinentes,
- la spécificité du produit par rapport à l'activité du site.

L'identification des dangers a permis dans un premier temps d'écarter les substances pour lesquelles il n'y a pas de VTR disponible.

Bien que ne disposant pas de VTR, les NO_x, le SO₂ et les poussières sont conservés pour la modélisation de la dispersion atmosphérique de façon à estimer les niveaux de concentrations de ces composés dans l'environnement. En effet, ces substances connues pour leur impact potentiel sur le système respiratoire et cardio-vasculaire disposent de valeur Guide pour la qualité de l'air. Il convient de rappeler que ces valeurs ne sont en aucun cas (conformément à la circulaire DGS de mai 2006) utilisées pour les calculs de risques sanitaires.

Pour les autres substances, la sélection des traceurs a été réalisée selon la méthodologie suivante :

Effets à seuil

Le choix de « traceur du risque » est effectué en comparant les substances entre elles sur la base des quantités émises (en flux annuel) et de leur toxicité. Pour chaque voie d'exposition, un « ratio brut » pour les effets « à seuil » est calculé de la façon suivante :

$$\textbf{Ratio brut} = \textbf{Flux de polluant} / \textbf{VTR à seuil}$$

Il convient de préciser que dans le cadre de l'exposition par ingestion, l'ingestion de sol superficiel est très souvent le « déterminant du risque ». La contamination des sols superficiels ne faisant pas intervenir de critère de transfert propre à chaque substance, la méthode des ratios peut également s'appliquer à cette voie d'exposition.

Pour chaque voie d'exposition, les substances dont le ratio est $\geq 1\%$ du ratio max sont retenues.

La valeur de **1%** est retenue conformément aux indications du guide INERIS (Évaluation des Risques Sanitaires dans l'Étude d'impact des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement – 2003) et aux pratiques en vigueur à l'heure actuelle en France (note du Pole ERS N°05-6 de la direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales des Bouches du Rhône et Circulaire interministérielle DGS/SD 7 B no 2005-273 du 25 février 2005 relative à la prise en compte des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact des infrastructures routières).

Effets sans seuil

Dans le cas où des substances sans seuil d'effet auraient été exclues par la méthode de sélection pour les substances toxiques à seuil (par absence de VTR à seuil ou car elles possèdent une VTR à seuil moins pénalisante), ces substances ont été examinées à part et ajoutées à la liste des traceurs de risques sanitaires, si nécessaire.

Pour chaque voie d'exposition, un « ratio brut » pour les effets « sans seuil » est calculé de la façon suivante :

$$\textbf{Ratio brut} = \textbf{Flux de polluant} \times \textbf{VTR sans seuil}$$

Une comparaison des ratios à la somme de tous les ratios pour une même voie d'exposition permet de juger des polluants « tirant » le risque ou non.

Pour chaque voie d'exposition, les substances retenues sont les substances dont le ratio est $\geq 1\%$ de la somme des ratios bruts ainsi déterminés.

A noter que pour les effets à seuil et les effets sans seuil, lorsqu'une substance particulière est conservée pour une voie donnée, le calcul des risques est réalisé pour l'ensemble des voies d'exposition considérées.

Traceurs des risques retenus

La liste des substances « traceurs de risque » retenues est présentée dans le tableau suivant.

Ainsi selon la méthodologie présentée ci-avant, 23 substances ont été sélectionnées.

Outres ces 23 substances, les NO_x, le SO₂ et les poussières, les substances suivantes ont également été retenues :

- Chloroforme : ce composé est cancérigène,
- 2-butoxyéthanol et son acétate (acétate de butyglycol) : ces composés sont « traceurs » de l'activité automobile.

Composé	Flux (kg/an)	Voie d'exposition par inhalation					Voie d'exposition par ingestion					Critères de sélection			
		Effets à seuil		Effets sans seuil			Effets à seuil		Effets sans seuil			Effets à seuil	Effets sans seuil		
		VTR _{inh} (µg/m³)	Ratio Flux/VTR	%max	VTR _{inh} (µg/m³) ⁻¹	Ratio Flux/VTR	%max	VTR _{ing} (mg/kg/j)	Ratio Flux/VTR	%max	VTR _{ing} (mg/kg/j) ⁻¹	Ratio Flux/VTR	%max	Ratio > 1% O/N	Ratio > 0,1% O/N
Poussières	726 328	-	-	-	-	-	nc	-	-	-	nc	-	-	N	N
SO ₂	6 820 862	-	-	-	-	-	nc	-	-	-	nc	-	-	N	N
NO _x	3 423 933	-	-	-	-	-	nc	-	-	-	nc	-	-	N	N
HCl	204 621	20	1,0E+04	100,0%	-	-	nc	-	-	-	nc	-	-	O	N
HF	69 684	14	5,0E+03	48,6%	-	-	nc	-	-	-	nc	-	-	O	N
NH ₃	4 093	70	5,9E+01	0,6%	-	-	nc	-	-	-	nc	-	-	N	N
H ₂ S	2	2	1,0E+00	0,0%	-	-	nc	-	-	-	nc	-	-	N	N
Dioxines/Furanes	1,2E-05	-	-	-	-	-	1,0E-09	1,2E+04	1,5%	-	-	-	-	O	N
HAP (eq BaP)	2	-	-	-	1,1E-03	2,6E-03	0,6%	-	-	-	2,0E-01	0,5	0,9%	N	O
Antimoine	2	0,2	9,1E+00	0,1%	-	-	6,0E-03	3,0E+02	0,0%	-	-	-	-	N	N
Arsenic	30	1	3,0E+01	0,3%	1,5E-03	4,6E-02	11,2%	3,0E-04	1,0E+05	12,4%	1,5E+00	45,6	90,4%	O	O
Cadmium	8	0,02	4,0E+02	3,9%	1,8E-03	1,4E-02	3,5%	1,0E-03	8,0E+03	1,0%	-	-	-	O	O
Chrome	206	60	3,4E+00	0,0%	-	-	1,5E+00	1,4E+02	0,0%	-	-	-	-	N	N
Chrome VI	4	0,1	4,1E+01	0,4%	4,0E-02	1,6E-01	40,4%	3,0E-03	1,4E+03	0,2%	-	-	-	N	O
Cobalt	3	0,1	2,7E+01	0,3%	-	-	1,4E-03	1,9E+03	0,2%	-	-	-	-	N	N
Cuivre	110	1	1,1E+02	1,1%	-	-	1,4E-01	7,9E+02	0,1%	-	-	-	-	O	N
Manganèse	424	0,05	8,5E+03	82,8%	-	-	4,6E-02	9,2E+03	1,1%	-	-	-	-	O	N
Mercuré	56	0,20	2,8E+02	2,7%	-	-	3,0E-04	1,9E+05	22,8%	-	-	-	-	O	N
Nickel	265	0,09	2,9E+03	28,7%	3,8E-04	1,0E-01	24,8%	2,0E-02	1,3E+04	1,6%	-	-	-	O	O
Plomb	129	-	-	-	1,2E-05	1,6E-03	0,4%	3,5E-03	3,7E+04	4,5%	8,5E-03	1,1	2,2%	O	O
Thallium	4	-	-	-	-	-	-	9,0E-03	4,5E+02	0,1%	-	-	-	N	N
Vanadium	4	1	4,1E+00	0,0%	-	-	-	5,0E-01	1,5E+03	0,2%	-	-	-	N	N
Zinc	762	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	O
Benzène	731	10	7,3E+01	0,7%	7,8E-06	5,7E-03	1,4%	nc	-	-	nc	-	-	N	N
toluène	5 586	300	1,9E+01	0,2%	-	-	nc	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Ethylbenzène	67 234	1 000	2,6E+02	2,6%	-	-	nc	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Xylènes	348 958	100	3,5E+03	34,1%	-	-	nc	nc	-	-	nc	-	-	O	N
Propane	19 153	-	-	-	-	-	nc	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Butane	33 348	-	-	-	-	-	nc	nc	-	-	nc	-	-	N	N
octane et isomères	1 158	-	-	-	-	-	nc	nc	-	-	nc	-	-	N	N
méthylcyclohexane	463	-	-	-	-	-	nc	nc	-	-	nc	-	-	N	N
diacétone-alcool	463	-	-	-	-	-	nc	nc	-	-	nc	-	-	N	N
cyclohexane	116	6 000	1,9E-02	0,0%	-	-	nc	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Acétaldéhyde	197	9	2,2E+01	0,2%	2,2E-06	4,3E-04	0,1%	nc	-	-	nc	-	-	N	O
Acétophenone	5	-	-	-	-	-	nc	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Acroléin	93	0,02	4,7E+03	45,5%	-	-	nc	nc	-	-	nc	-	-	O	N
Benzyl chloride	225	-	-	-	4,9E-05	1,1E-02	2,7%	nc	-	-	nc	-	-	N	O
Bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	23	-	-	-	2,4E-06	5,6E-05	0,0%	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Bromoforme	13	-	-	-	1,1E-06	1,4E-05	0,0%	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Disulfure de carbone	42	700	6,0E-02	0,0%	-	-	nc	nc	-	-	nc	-	-	N	N

Composé	Flux (kg/ an)	Voie d'exposition par inhalation					Voie d'exposition par ingestion					Critères de sélection		
		Effets à seuil			Effets sans seuil		Effets à seuil			Effets sans seuil		Effets à seuil Ratio > 1% O/N	Effets sans seuil Ratio > 0,1% O/N	
		VTR _{seuil} (µg/ m ³)	Ratio Flux/VTR	%max	VTR _{min} (µg/ m ³) ⁻¹	Ratio Flux/VTR	%max	VTR _{seuil} (mg/ kg/j)	Ratio Flux/VTR	%max				
2-Chloroacétophenone	2	0,03	7,5E+01	0,7%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Chlorobenzene	7	1 000	7,1E-03	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Chloroforme ⁽¹⁾	19	63	3,0E-01	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Cumène	2	400	4,3E-03	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Cyanide	802	25	3,2E+01	0,3%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
2,4-Dinitrotoluene	0,1	-	-	-	8,9E-05	8,0E-06	0,0%	nc	-	-	nc	-	N	N
Diméthyl sulfate	15	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Ethyl chloride	13	10 000	1,3E-03	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Ethylène dichloride	13	3 000	4,3E-03	0,0%	-	-	3,4E-06	4,4E-05	0,0%	-	nc	-	N	N
Ethylène dibromide	0,4	9	4,3E-02	0,0%	-	-	6,0E-04	2,3E-04	0,06%	-	nc	-	N	N
Formaldéhyde	3 137	10	3,2E+02	3,1%	3,1E-05	4,1E-02	10,0%	nc	-	-	nc	-	O	O
Hexane	21	700	3,1E-02	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Isophorone	186	2 000	9,3E-02	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Méthyl bromide	51	5	1,0E+01	0,1%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Méthyl chloride	170	90	1,9E+00	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Méthyl ethyl ketone	3 293	5 000	6,6E-01	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Méthyl hydrazine	55	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Méthacrylate de méthyle	6	700	9,2E-03	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Méthyl tert butyl ether	11	2 600	4,3E-03	0,0%	-	-	2,6E-07	2,9E-06	0,0%	-	nc	-	N	N
Dichlorométhane	93	1 100	8,5E-02	0,0%	-	-	4,7E-07	4,4E-05	0,0%	-	nc	-	N	N
Phénol	5	200	2,7E-02	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Propionaldéhyde	122	8	1,5E+01	0,1%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Tétrachloroéthylène	14	250	5,5E-02	0,0%	-	-	5,9E-06	8,1E-05	0,0%	-	nc	-	N	N
1,1,1-Trichloroéthane	6	1 000	6,4E-03	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Styrene	8	1 000	8,0E-03	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Vinyl acetate	2	200	1,2E-02	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
Hydrocarbures aliphatiques C5-C8 ⁽²⁾	10 913	700	1,6E+01	0,2%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
1,3-butadiène	36	2	1,8E+01	0,2%	-	-	3,0E-05	1,1E-03	0,3%	-	nc	-	N	O
Chlorobenzènes	0,4	60	6,5E-03	0,0%	-	-	1,1E-05	4,3E-06	0,0%	-	nc	-	N	N
Hydrocarbures aromatiques C8-C16 ⁽³⁾	29 232	200	1,5E+02	1,4%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	O	N
diéthylamine	19	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
2-méthylphénol	0,04	600	7,2E-05	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
3-méthylphénol	0,03	600	5,4E-05	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
4-méthylphénol	0,06	600	1,1E-04	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
2,4,6 trichlorophénol	0,02	-	-	-	2,0E-05	4,3E-07	0,0%	nc	-	-	nc	-	N	N
alpha pinène	1,75	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
camphène	1,75	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
cymènes	5,26	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
limonène	37	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
acétate de 1-méthoxy -2-propyl	1,75	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N
ocumène	1,75	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	N	N

Composé	Flux (kg/an)	Voie d'exposition par inhalation						Voie d'exposition par ingestion						Critères de sélection	
		Effets à seuil			Effets sans seuil			Effets à seuil			Effets sans seuil			Effets à seuil	Effets sans seuil
		VTR _{inh} (µg/m³)	Ratio Flux/VTR	%max	VTR _{limb} (µg/m³) ⁻¹	Ratio Flux/VTR	%max	VTR _{lim} (mg/kg/j)	Ratio Flux/VTR	%max	VTR _{lim} (mg/kg/j) ⁻¹	Ratio Flux/VTR	%max		
heptane	466	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
acétate d'éthyle	1 211	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
acétate de 3-méthoxy-1-butanol	0,7	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
isopropylhydroperoxyde	0,8	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Terpinéol	628	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Isotridécanol	1 041	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Acétone	291	30 000	9,7E-03	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Acide chlorhydrique	221	20	1,1E+01	0,1%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Ethanol	66	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Diisocyanate de 4,4'-méthylènediphényle	20	0,6	3,4E+01	0,3%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Dilaurate de dibutylétain	3	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Isocyanate de 3- isocyanatométhyl-3,5,5-triméthylcyclohexyle	11	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Acétate de 3-méthoxy-1-butyle	85	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Bis(3-(triméthoxysilyl)propyl)amine	43	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Acétate de 2-méthoxy-1-méthyléthyle	135	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
1-méthoxy-2-propanol	51	2 000	2,5E-02	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
(2-méthoxyméthylethoxy)propanol	51	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Butane-2-ol	16	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
3-butoxy-2-propanol	27	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
isobutane	5	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Hydrocarbures aliphatiques C8-C16 ⁽⁴⁾	103,9	1 000	1,0E-01	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Méthacrylate de butyle	0,3	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Butane-1-ol	24 688	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Naphthalène	16 398	3	5,5E+03	53,4%	1,1E-06	1,8E-02	4,4%	2,0E-02	8,2E+05	100,0%	2,0E-04	3,3	6,5%	O	O
11-Méthyl dodécane-1-ol	51	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Acétate de n-butyle	293 340	400	7,3E+02	7,2%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	O	N
Acétate de butylglycol	34 873	1 600	2,2E+01	0,2%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Isobutanol	9 764	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
2 butoxyéthanol	2 463	1 600	1,5E+00	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Isopropanol	5 261	7 000	7,5E-01	0,0%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Acétylacétone	2 620	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Acide éthylhexanoïque	1 350	-	-	-	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	N	N
Diisocyanate de diphtérylméthane	1 635	0,6	2,7E+03	26,6%	-	-	-	nc	-	-	nc	-	-	O	N

nc = non concerné

⁽¹⁾La VTR la plus pénalisante (VTR pour les effets à seuil cancérigènes et les effets à seuil non cancérigènes) a été retenue pour le choix des traceurs.

⁽²⁾ Les hydrocarbures aliphatiques C5-C8 regroupent ces composés ainsi que l'huile.

⁽³⁾ Les hydrocarbures aromatiques C8-C16 regroupent ces composés ainsi que les triméthylbenzènes et les naphthalés aromatiques.

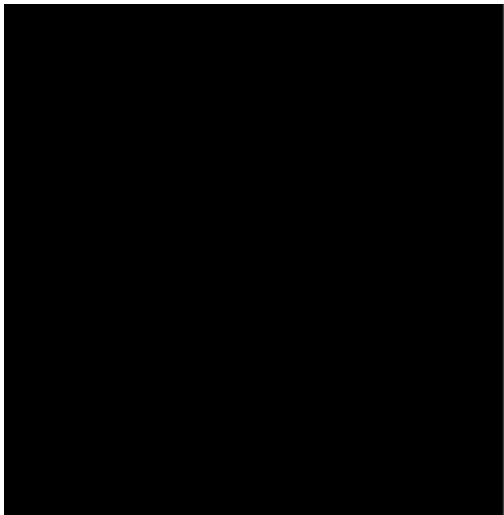
⁽⁴⁾ Les hydrocarbures aliphatiques C8-C16 regroupent les solvants naphthalés moyens et le white spirit désaromatisé.

- Annexe 4 - Rapport de modélisation Numtech

Cette annexe contient 43 pages

Note technique

Version 1.0
Juillet 2011



Evaluation des
risques sanitaires
de zone
Département du
Nord



R / 036.0211 / ECI
BURGEAP



**Modélisation
de la dispersion
des rejets
atmosphériques**

**Hypothèses de
calcul et validation**

Intervenants

BURGEAP

Parc de la Bastide Blanche
Bâtiment B6
13127 VITROLLES
Tel : 04 42 77 05 15
Fax : 04 42 31 41 23

Contact :

Maëlle CARGOUËT

NUMTECH

6, Allée Alan Turing
BP 30242
Parc Technologique de La Pardieu
63175 AUBIERE Cedex
Tel : 04 73 28 75 95
Fax : 04 73 28 75 99
E-mail : numtech@numtech.fr

Chargés de l'étude :

Emmanuelle DUTHIER

Rédaction : Emmanuelle DUTHIER

Vérification : Céline PESIN

■ Table des matières

1. Objet de la note	4
2. Hypothèses de calcul et modélisation	6
2.1. Description du modèle	6
2.2. Phénomènes pris en compte par le modèle.....	7
2.3. Localisation et définition du domaine d'étude	7
2.4. Topographie et nature des sols.....	9
2.5. Météorologie	10
2.6. Sources émettrices	11
2.7. Polluants étudiés.....	13
3. Validations du modèle	16
3.1. Méthodologie retenue	16
3.2. Mesures disponibles	16
3.3. Résultats de la comparaison modèle / mesure	20
3.4. Synthèse	24
Table des figures	25
Table des tableaux.....	25
Table des annexes.....	26

Objet de la note



1. Objet de la note

Dans le cadre de la réalisation de l'évaluation des risques sanitaires chroniques relatifs aux rejets atmosphériques de plusieurs industries dans le département du Nord, la société NUMTECH a été chargée d'étudier et de simuler la dispersion des rejets des différentes sources concernées. L'objectif est d'étudier le risque chronique, via le calcul des concentrations moyennes annuelles atteintes en polluants, et d'apporter des informations précises directement utilisables pour l'évaluation de l'impact des rejets sur la qualité de l'air et la santé des personnes.

Cette note présente les principales hypothèses de calcul retenues pour la modélisation, ainsi que la validation du modèle (comparaison aux mesures de qualité de l'air en dioxyde d'azote et dioxyde de soufre).

La méthodologie développée dans cette étude se base notamment sur le Guide Méthodologique de l'Evaluation des risques sanitaires liés aux substances chimiques dans l'étude d'impact des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement, édité par l'Institut National de l'Environnement industriel et des Risques (INERIS) en 2003.

Hypothèses de calcul et modélisation



2.1. Description du modèle

2.2. Phénomènes pris en compte par le modèle

2.3. Localisation et définition du domaine d'étude

2.4. Topographie et nature des sols

2.5. Météorologie

2.6. Sources émettrices

2.7. Polluants étudiés

2. Hypothèses de calcul et modélisation

Ce chapitre présente les données environnementales retenues dans le modèle de calcul : domaine d'étude et grille de calcul, nature des sols, données météorologiques, sources d'émission modélisées et polluants étudiés.

Les données présentées correspondent aux choix retenus à la suite de la procédure de calage mise en place. Ce calage a consisté à ajuster certains paramètres d'entrée pour réduire les écarts entre les mesures et les valeurs simulées par le modèle et ainsi restreindre au mieux l'incertitude globale en sortie de modélisation. On notera ici que, l'enjeu final de l'étude étant les risques chroniques, ce calage a porté uniquement sur la restitution des concentrations moyennes annuelles et non sur des épisodes aigus de pollution.

Cette optimisation s'est basée sur des calculs de concentrations moyennes annuelles en dioxyde d'azote, et dioxyde de soufre. Le calage a porté essentiellement sur l'ajustement de paramètres de description de l'environnement (rugosité de surface, paramètres météo, données de pollution de fond pour le NO₂...).

2.1. Description du modèle

Le modèle de dispersion retenu dans le cadre de cette étude, ADMS-Urban¹, repose sur le modèle de dispersion atmosphérique ADMS (*Atmospheric Dispersion Modelling System*) développé depuis 1993 par le *Cambridge Environmental Research Consultant* (CERC) et distribué en France et dans les pays francophones par NUMTECH.

ADMS-Urban, dans sa version 3.0 utilisée dans le cadre de cette étude, permet de prendre en compte la dispersion simultanée de plusieurs polluants (NO_x, CO, SO₂, COV, particules...) émis par un grand nombre de sources de types variés (canalisées, diffuses, routières, etc...).

ADMS-Urban réalise des calculs en régime stationnaire pour une situation météorologique donnée. Les situations météorologiques sont réactualisées toutes les heures, ce qui permet de prendre en compte l'évolution temporelle des conditions météorologiques durant la journée. L'utilisation d'un schéma de dispersion fonctionnant en régime stationnaire pendant des échelles de temps de l'ordre de l'heure est tout à fait adéquat, car celui-ci est précis en terme de dispersion et relativement peu coûteux en temps de calcul. Les valeurs réglementaires font d'ailleurs référence à des échantillonnages effectués généralement à une résolution temporelle horaire.

La grille de calcul est ajustable (discrétisation du domaine) : la résolution varie du mètre à quelques centaines de mètres. De plus, le système permet un maillage « intelligent », en plaçant lui-même jusqu'à 5000 points de calculs (capteurs virtuels) aux endroits où les gradients de concentration sont importants (le long et au bord des grands axes). Il permet également de disposer des points « spécifiques » correspondant à des localisations particulières, très utiles dans le cadre d'une comparaison modèle / mesure ou dans l'élaboration de courbes d'effluents en fonction de la distance à la source.

ADMS-Urban est un modèle conçu pour travailler de l'échelle de la rue (« Canyon street »), avec une prise en compte des effets de turbulence liés au trafic et aux effets « canyons », jusqu'à celle de l'agglomération (~ 40 x 40 km²), où des phénomènes tels que la photochimie ou la formation « d'îlots de chaleur urbains » sont considérés.

Outre le modèle de dispersion, le système comprend de nombreux modules permettant d'étudier la qualité de l'air à l'échelle de la rue/route, du quartier ou de l'agglomération :

- **Préprocesseur météorologique** : à partir de données météorologiques mesurées au sol, un préprocesseur météorologique calcule dans les 3 dimensions, les paramètres de la couche atmosphérique de dispersion (entre le sol et 2000 mètres d'altitude) ;
- **Modèle de dépôt** : calcul du dépôt sec et du lessivage par les pluies des effluents. Prise en compte de la taille des particules lors de la dispersion. Jusqu'à 10 tailles de particules peuvent être considérées, ce qui permet de prendre en compte des spectres dimensionnels de particules ;

¹ McHugh C., D.J. Carruthers, and H.A. Edmunds, ADMS-Urban: an Air Quality Management System for Traffic, Domestic and Industrial Pollution, /Int. J. Environment and Pollution/, 8 (3-6), p. 437-440, 1997.

- **Modèle de trajectoire des panaches** : pour les sources ponctuelles (cheminées industrielles...), un modèle dynamique calcule intégralement la trajectoire des panaches émis (surélévation) à partir des vitesses d'éjection et des températures des rejets ;
- **Modèle photochimique** : ADMS intègre un code photochimique incluant la chimie des NO₂, NO, O₃ et COV (Schéma de 7 réactions). Il utilise notamment les données de rayonnements solaires pour calculer les taux de photolyse. Un tel module est indispensable si l'on souhaite correctement estimer les concentrations de NO₂ notamment ;
- **Modèle des effets « Street Canyon »** : prise en compte des phénomènes de recirculations dans les rues, et de la turbulence provoquée par le passage des véhicules entre les bâtiments ;
- **Module statistique** : ce module permet notamment de faire des comparaisons directes avec les valeurs réglementaires.

2.2. Phénomènes pris en compte par le modèle

Pour cette étude, les principaux phénomènes physiques pris en compte par le modèle sont listés dans le tableau suivant :

Phénomène physique	Pris en compte par le modèle dans l'étude	Commentaires
Météorologie locale	oui	Données tri-horaires sur 3 ans
Description verticale de la turbulence atmosphérique	oui	Analyse d'échelle de Monin-Obukhov
Cycle diurne du développement de la couche de mélange atmosphérique	oui	Les données météorologiques ne sont pas traitées de façon indépendante
Surélévation des panaches à l'émission	oui	Modèle intégral de trajectoire 3D en sortie de cheminée pour les sources canalisées
Effet de la topographie (relief) sur la dispersion des panaches	non	Le relief est relativement plat sur la zone d'étude
Nature des sols rencontrés	oui	Hauteur de rugosité constante sur le domaine
Evolution chimique des rejets gazeux dans l'environnement	oui	Pour le calcul des concentrations en NO ₂ , utilisation d'une relation de corrélation NO _x -NO ₂ (Dewent-Middleton, 1996)
Variabilité temporelle des émissions	non	Toutes les sources sont supposées avoir un fonctionnement constant, 7j/7, 24h/24
Nature particulaire des poussières	oui	Prise en compte du dépôt sec (chute par gravité) et humide (lessivage par les précipitations)
Effet aérodynamique des obstacles les plus proches des sources sur la dispersion des panaches	non	Compte-tenu des dimensions de la zone d'étude et de la nature des sources étudiées (sources diffuses ou cheminées) ceux-ci n'ont pas été intégrés dans les modélisations

Tableau 1 - Phénomènes pris en compte dans la modélisation

2.3. Localisation et définition du domaine d'étude

L'étude a porté sur les émissions atmosphériques d'une quinzaine d'industries, localisées à l'ouest de Valenciennes. La taille du domaine d'étude a été fixée par BURGEAP. La zone retenue a une dimension de 20 x 19 km². Elle est représentée sur la **Figure 1**.

Les calculs de dispersion ont été réalisés sur l'ensemble de ce domaine d'étude par l'intermédiaire d'une grille de calcul de résolution 300 m, affinée sur les zones exposées ou proches des industries (résolution 200 m).

De plus, des points additionnels ont été ajoutés le long des axes routiers principaux (autoroute notamment), afin d'améliorer la visualisation des gradients de concentration élevés sur ces zones, sur les cartographies.

Les valeurs de concentration en chaque substance retenue ont été simulées en chacun de ces points, à une altitude de 1.5 m au-dessus du sol, permettant ainsi de cartographier les rejets autour des sites et sur l'ensemble du domaine d'étude. De même, les flux de dépôt au sol ont été quantifiés sur cette grille pour les espèces particulières. Le système géographique utilisé pour cette étude est le système national Lambert II étendu.

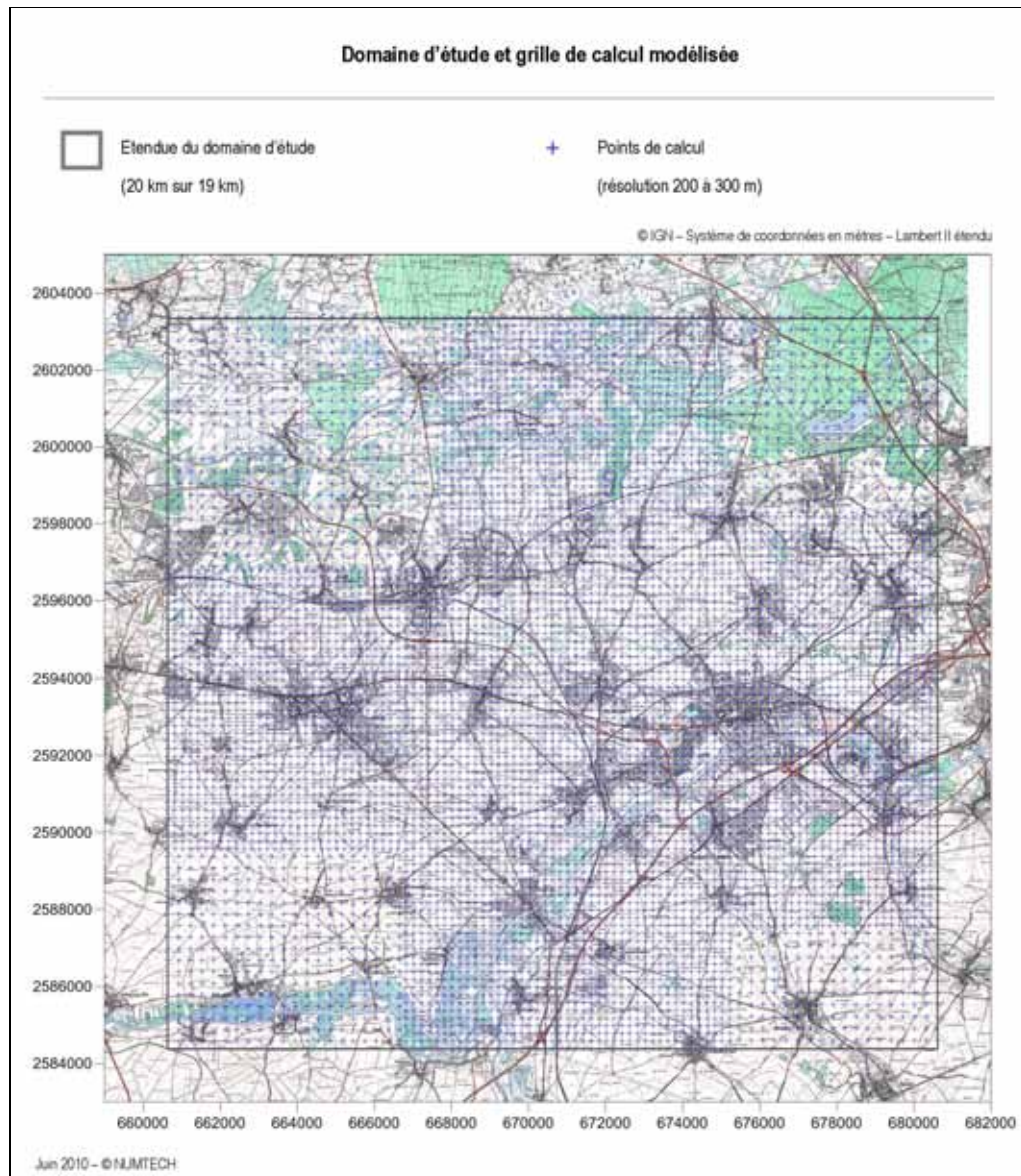


Figure 1 - Domaine d'étude et grille de calcul modélisée

Par ailleurs, les calculs de dispersion ont également été réalisés en un ensemble de points récepteurs, retenus par BURGEAP, et correspondant à des habitations, ou des zones d'intérêt sanitaire. Ces points sont au nombre de 25 et sont localisés sur la figure suivante.

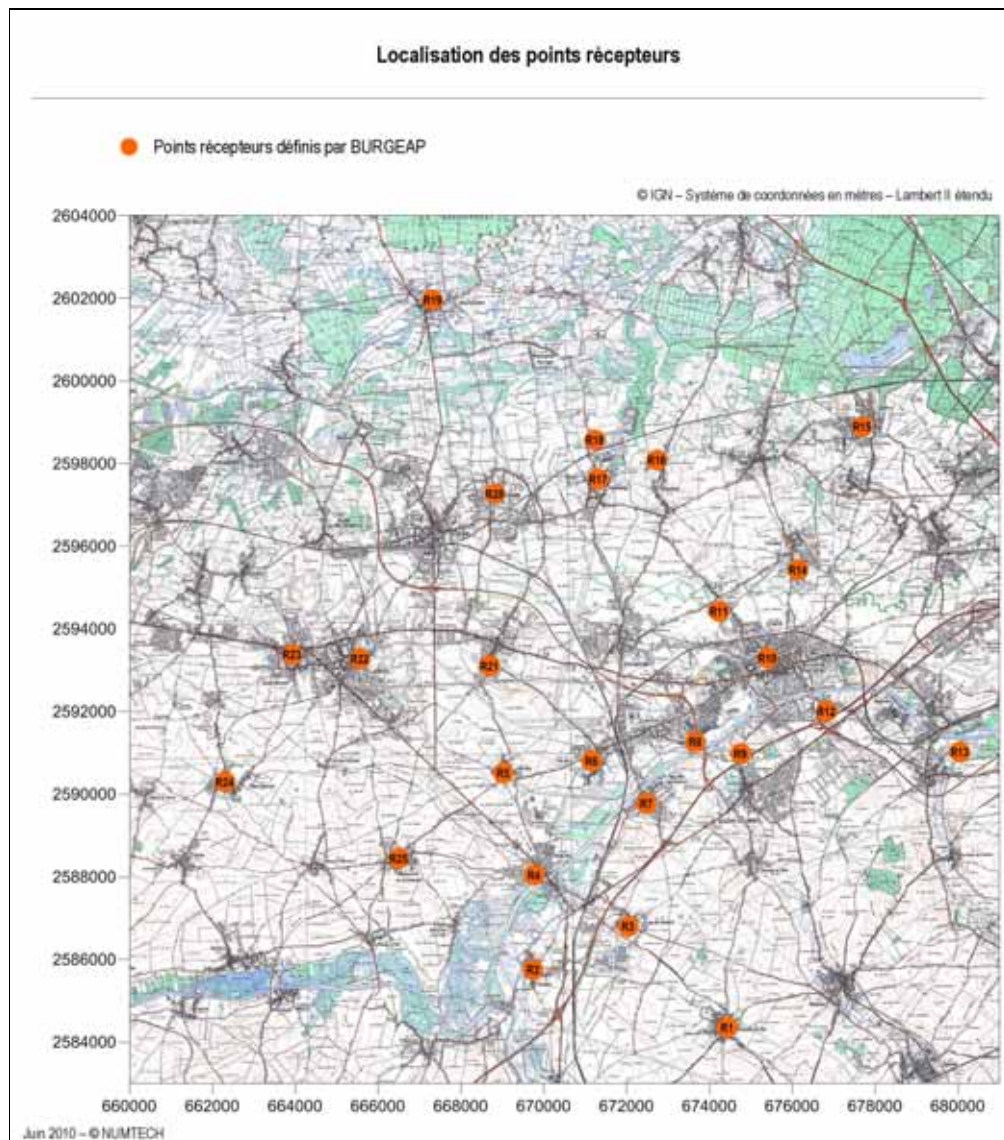


Figure 2 – Localisation des points récepteurs

2.4. Topographie et nature des sols

La topographie est relativement plane sur la zone d'étude. Le relief varie d'environ 15 à 80 mètres seulement sur le domaine d'étude qui couvre 380 km². Il n'a donc pas été considéré dans la modélisation.

La nature des sols, pouvant influencer la progression des panaches, a été caractérisée grâce à un paramètre de rugosité. Ce paramètre, couramment utilisé dans les modèles de dispersion atmosphérique, représente la nature rugueuse des obstacles occupant le sol. Il a la dimension d'une longueur variant entre 10⁻³ mètres (surface désertique) et environ 1.5 mètre pour les sols urbains les plus denses. Une valeur constante, représentative de l'ensemble de la zone d'étude a été retenue. Sa valeur est de 0.6 mètre, permettant de tenir compte de la présence de zones rurales, industrielles, et urbanisées. Ce choix a fait l'objet d'ajustements dans le cadre du calage du modèle.

2.5. Météorologie

La connaissance des paramètres météorologiques est primordiale pour l'étude de la dispersion des rejets dans l'atmosphère. La direction et la vitesse du vent, la température de l'air et la stabilité atmosphérique sont des grandeurs physiques qui permettent de bien représenter la climatologie locale, en particulier les mouvements d'air dans les premières couches de l'atmosphère.

Une période météorologique de trois années consécutives a été retenue, de 2008 à 2010. Ces données proviennent de la station Météo France de Valenciennes, localisée au niveau de l'aérodrome de la ville (inclus dans notre domaine d'étude).

Les paramètres utilisés en entrée du modèle de dispersion sont :

- la direction et la vitesse du vent,
- la température,
- la nébulosité (couverture nuageuse),
- les précipitations.

Les directions et vitesses de vent sont les paramètres essentiels dans un calcul de dispersion. Ils déterminent la trajectoire des panaches. La température et la nébulosité permettent le calcul de la stabilité thermique. Les précipitations interviennent dans le calcul du dépôt humide.

Ces données nous ont été transmises par BURGEAP. Il s'agit de données horaires, qui ont été ramenées à des données tri-horaires afin de conserver des temps de calcul raisonnables.

La rose des vents correspondant aux données modélisées est représentée **figure 3**.

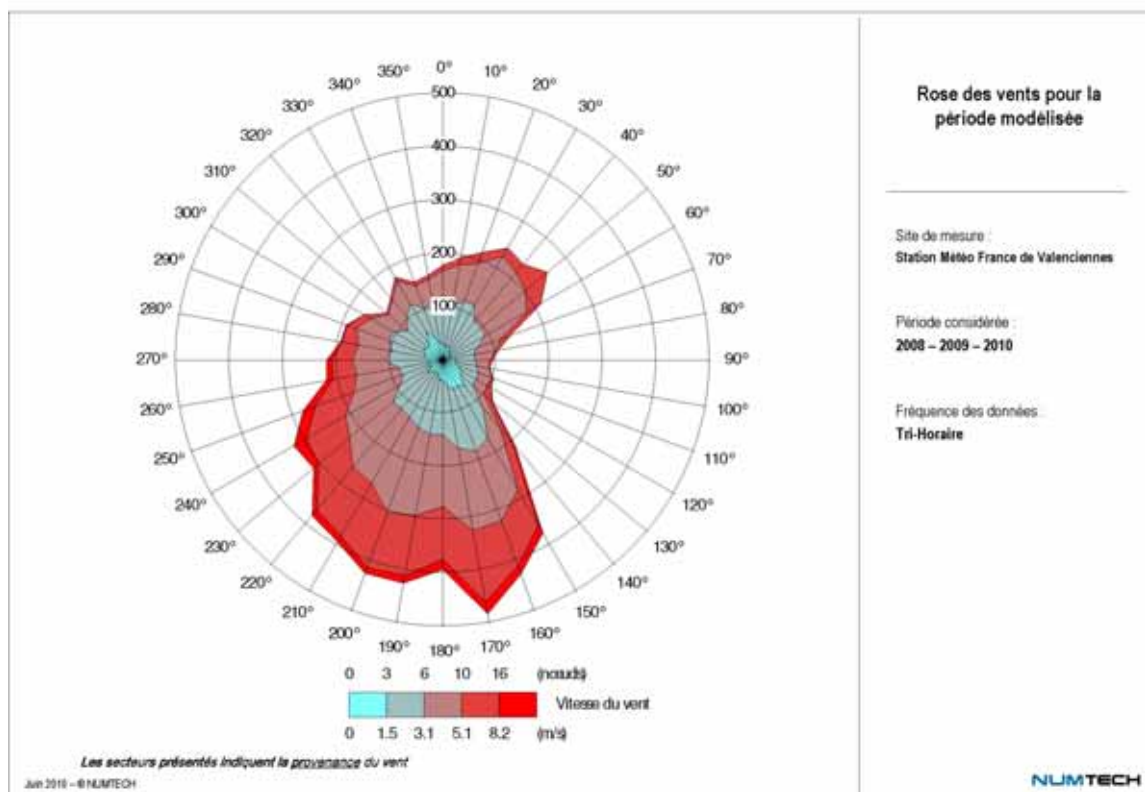


Figure 3 - Rose des vents à Valenciennes pour la période d'étude

2.6. Sources émettrices

Il a été choisi pour cette étude de considérer le plus possible de sources émettrices de la zone.

Les secteurs d'activité suivants ont donc été considérés :

- Industrie,
- transport routier,
- transport ferroviaire,
- transport fluvial,
- résidentiel/tertiaire,
- agricole.

A l'exception des données d'émission des industries, qui ont été collectées par BURGEAP, l'ensemble de ces données provient du cadastre d'émission du réseau de surveillance de la qualité de l'air Atmo Nord Pas de Calais.

L'intégralité des sources modélisées est localisé sur la **figure 4**.

Une brève description de la modélisation de ces secteurs est donnée ci-dessous.

■ Industries

Il s'agit des émissions diffuses et / ou canalisées de 15 industriels de la zone. En tout, 23 sources émettrices ont été modélisées. L'ensemble des caractéristiques de ces sources nous a été transmis par BURGEAP. Ces données d'émission ont été quantifiées pour les années 2006 à 2009, suivant les industriels.

■ Transport routier

Les données proviennent du cadastre d'émission d'Atmo Nord Pas de Calais, qui nous a été transmis par BURGEAP. Les principaux axes routiers ont été modélisés de façon explicite. Il s'agit du réseau « primaire » (autoroutes et nationales), ainsi que d'une partie du réseau secondaire (un filtre a été appliquée sur les émissions de NO_x des tronçons). Ces axes sont modélisés de façon spécifique dans le modèle.

Tous les tronçons routiers présents dans la base de données Atmo Nord Pas de Calais qui n'ont pas été modélisés explicitement (c'est à dire pour lesquels le taux d'émission unitaire en NO_x a été considéré comme faible) ont été agrégés sous la forme d'un cadastre kilométrique. Ces sources ont ensuite été modélisées dans ADMS par des sources diffuses (volumiques) de 1 m de hauteur.

A noter que le cadastre d'Atmo Nord Pas de Calais est actuellement en cours de validation. De petites incohérences ont ainsi été observées dans celui-ci (données manquantes sur quelques tronçons notamment).

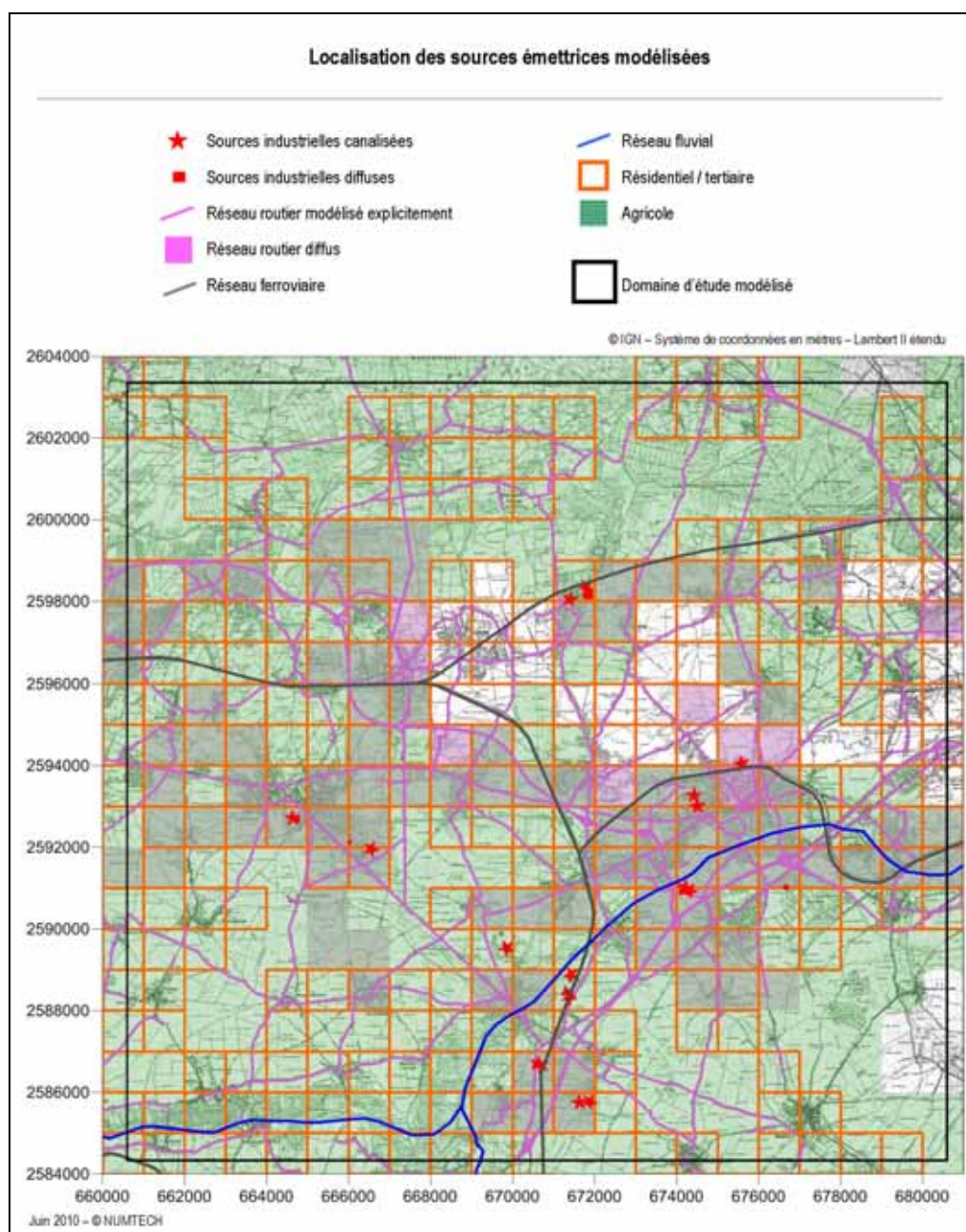


Figure 4 – Ensemble des sources modélisées

■ Transport ferroviaire

Les émissions issues du cadastre d'Atmo Nord Pas de Calais relatives au transport ferroviaire ont été fournies par commune. Afin d'augmenter la précision de ces données, les voies ferrées correspondantes ont été explicitement modélisées, et les émissions correspondantes ont été associées à chaque brin.

Ces sources ont été modélisées de la même façon que les axes routiers principaux.

■ Transport fluvial

Comme pour le transport ferroviaire, les émissions du transport fluvial ont été fournies dans le cadastre d'Atmo Nord Pas de Calais par commune. Les voies de navigation ont été modélisées explicitement, puis les émissions correspondantes leur ont été associées.

Ces sources ont été modélisées par des sources linéiques dont la largeur a été adaptée en fonction de la largeur de la voie navigable renseignée dans le cadastre d'Atmo Nord Pas de Calais.

■ Résidentiel/tertiaire

Les émissions du secteur résidentiel / tertiaire étaient également fournies par commune dans le cadastre d'Atmo Nord Pas de Calais. Afin de modéliser des données plus fines, ces émissions ont été projetées sur une grille kilométrique, via un croisement avec le code IFEN caractéristique de l'occupation des sols de la zone d'étude. Ces sources ont ensuite été modélisées par des sources diffuses d'un kilomètre de côté et de 8 m de hauteur, correspondant à la hauteur moyenne estimée des bâtiments concernés par les émissions (habitations, immeubles,...) présents sur le domaine d'étude. Les émissions ont été définies comme homogènes à l'intérieur de chaque volume.

■ Agricole

Enfin les émissions du secteur agricole ont été traitées comme celles du secteur résidentiel / tertiaire : elles étaient fournies dans le cadastre d'Atmo Nord Pas de Calais par commune, et ont été projetées sur une grille kilométrique en fonction de l'occupation des sols de la zone. Comme pour le secteur résidentiel / tertiaire, ces sources ont été modélisées par des sources diffuses d'un kilomètre de côté et 5 m de haut (hauteur moyenne pour la cime des arbres).

2.7. Polluants étudiés

Les simulations ont porté sur 25 polluants dont la liste et les caractéristiques sont données dans le **tableau 2**.

Dans les simulations, tous les gaz ont été assimilés à des traceurs passifs (pas de transformations chimiques ni de changement de phase), excepté le NO₂. Pour ce polluant, le schéma chimique simplifié de Derwent-Middleton a été utilisé². Le modèle de dispersion ADMS-Urban propose d'autres approches chimiques. Ce choix a fait l'objet de tests dans le cadre du calage du modèle.

Les métaux, les poussières, les HAP, et les dioxines-furanes ont été assimilés à des espèces particulières. A défaut de valeurs précises sur la granulométrie des particules émises, leur diamètre a été fixé à 2.5 µm, excepté pour les PM. Toutes les densités ont été fixées à 5000 kg/m³. Ces valeurs types sont reprises dans différents guides méthodologiques, notamment le Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans l'étude d'impact d'une UIOM réalisé par l'ASTEE en novembre 2003.

² Derwent R.G. and Middleton, D.R. (1996) An empirical function for the ratio NO₂ :NO_x. Clean Air 26, 57-60.

Pour les PM émises par l'industrie, deux hypothèses ont été retenues : 100% des poussières émises sont des PM₁₀, et 100% sont des PM_{2.5}.

Pour les PM émises par les autres secteurs, les données granulométries d'Atmo Nord Pas de Calais ont été retenues, à savoir :

- transport routier : 16% de PM₁₀, 22% de PM_{2.5}, 37% de PM₁ (les 25% restant correspondent à des particules plus grosses, qui n'ont pas été étudiées)
- transport ferroviaire : 100% de PM₁₀
- transport fluvial : 100% de PM₁
- secteur résidentiel/tertiaire : 100% de PM_{2.5}
- secteur agricole : 18% de PM₁₀, 12% de PM_{2.5}, 2% de PM₁ (les 68% restant correspondent à des particules plus grosses, qui n'ont pas été étudiées)

Polluants	Caractéristiques	Secteur d'activité émetteur				
		Industriel	Transport routier	Transport ferroviaire et fluvial	Résidentiel / tertiaire	Agricole
NO _x /NO ₂	Gaz Prise en compte de la chimie pour le NO ₂	x	x	x	x	x
SO ₂	Gaz passif	x	x	x	x	
HCl		x			x	
HF		x				
PM ₁₀	Particules de diamètre 10 µm, de densité 5000 kg/m ³	x	x			x
PM _{2.5}	Particules de diamètre 2.5 µm, de densité 5000 kg/m ³	x	x		x	x
PM ₁	Particules de diamètre 1 µm, de densité 5000 kg/m ³		x	x		x
Dioxines/Furanes	Particules de diamètre 2.5 µm, de densité 5000 kg/m ³	x	x	x	x	
Arsenic		x				
Cadmium		x	x	x	x	
Chrome		x	x	x	x	
Manganèse		x				
Mercure		x	x	x	x	
Nickel		x	x	x	x	
Plomb		x				
Benzène		x	x	x	x	x
Xylènes	Gaz passif	x	x		x	
Acétaldéhyde		x				
Formaldéhyde		x	x	x	x	
1,3-butadiène		x	x	x	x	
Hydrocarbures aromatiques C8-C16	Particules de diamètre 2.5 µm, de densité 5000 kg/m ³	x				
Naphtalène	Gaz passif	x				
Diisocyanate de diphenylméthane		x				
Ethylbenzène		x				
COVnm			x	x	x	

Tableau 2 - Liste et caractéristiques des polluants étudiés

Validations du modèle



3. Validations du modèle

3.1. Méthodologie retenue

La validation du modèle consiste en une comparaison modèle / mesure, réalisée sur une période donnée, considérée comme représentative de l'ensemble de la période d'étude.

La (ou les) substance(s) sur lesquelles se fait la comparaison doivent donc faire l'objet d'une surveillance continue (par un réseau de surveillance de la qualité de l'air par exemple), ou avoir fait l'objet de campagnes de mesures représentatives.

Ce travail de validation a été réalisé à partir des résultats obtenus en dioxyde d'azote, et en dioxyde de soufre. Pour ces deux polluants, les principaux secteurs d'émission ont été intégrés. Dans le cas du NO₂, polluant traceur de la pollution routière, une pollution de fond a été intégrée, et la chimie a été prise en compte. Pour le SO₂, polluant plutôt traceur de l'industrie, le bruit de fond (fond résiduel, et sources non intégrées dans le modèle) est relativement faible et n'a pas été intégré.

3.2. Mesures disponibles

Deux sources de données ont été exploitées pour la validation du modèle :

- les données issues des stations fixes du réseau de surveillance de la qualité de l'air Atmo Nord Pas de Calais, localisées sur la zone,
- les résultats de deux campagnes de mesure temporaires réalisées par Atmo Nord Pas de Calais sur la zone.

■ Stations fixes Atmo Nord Pas de Calais

Les stations fixes du réseau Atmo Nord Pas de Calais localisées sur la zone d'étude sont présentées **figure 9**, et identifiées dans le **tableau 3**. Trois stations fixes sont donc présentes sur la zone d'étude. Les polluants mesurés par ces stations et considérés dans l'étude sont le SO₂, le NO₂, et les PM₁₀. Les concentrations moyennes annuelles mesurées pour les années 2008 à 2010 sont données dans le tableau.

Station	Type	Période d'activité	Polluants surveillés	Concentrations moyennes annuelles relevées entre 2008 et 2010 (µg/m³)			
				Polluant	2008	2009	2010
Somain	Station industrielle	Arrêt fin 2008	NO ₂ , SO ₂ , PM ₁₀	NO ₂	20	-	-
				SO ₂	3	-	-
				PM ₁₀	27	-	-
Denain	Station urbaine	Arrêt de la mesure en NO _x en janvier 2009, reprise en avril 2010	NO ₂ , SO ₂ , PM ₁₀	NO ₂	24	-	23.8*
				SO ₂	3	2	2.2*
				PM ₁₀	28	28	25.8*
Hornaing	Station industrielle	Depuis avril 2008	PM ₁₀	PM ₁₀	-	30	27.1*

Tableau 3 - Stations Atmo Nord Pas de Calais localisées sur la zone d'étude et mesurant le SO₂

* Les concentrations moyennes de l'année 2010 ont été obtenues à partir des concentrations horaires de l'année, qui ne sont pas validées par Atmo Nord Pas de Calais. Les données validées n'étaient en effet pas encore disponibles lors de la réalisation de l'étude. Ces valeurs pourront donc légèrement évoluer.

Les critères de qualité de l'air relatifs aux concentrations moyennes annuelles pour ces trois substances sont rappelés dans le **tableau 4** (article R221-1 du Code de l'Environnement).

Substances	Type de données	Valeur ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Définition
SO ₂	Moyenne annuelle	50	Objectif qualité
NO ₂	Moyenne annuelle	40	Valeurs limites pour la protection de la santé humaine
PM ₁₀	Moyenne annuelle	40	Valeur limite pour la protection de la santé humaine

Tableau 4 – Critères de qualité de l'air

On notera donc qu'aucun critère de qualité de l'air n'a été atteint en moyenne annuelle sur les stations Atmo Nord Pas de Calais de la zone d'étude, entre 2008 et 2010.

Pour les trois stations, les concentrations moyennes annuelles mesurées sont comparables : de l'ordre de 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en SO₂, 22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en NO₂, et 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en PM₁₀. Il s'agit de concentrations typiques d'une zone urbanisée, mais peu polluée.

En SO₂, polluant typiquement industriel, les concentrations moyennes annuelles mesurées sont faibles, inférieures à 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, et ce depuis une dizaine d'années.

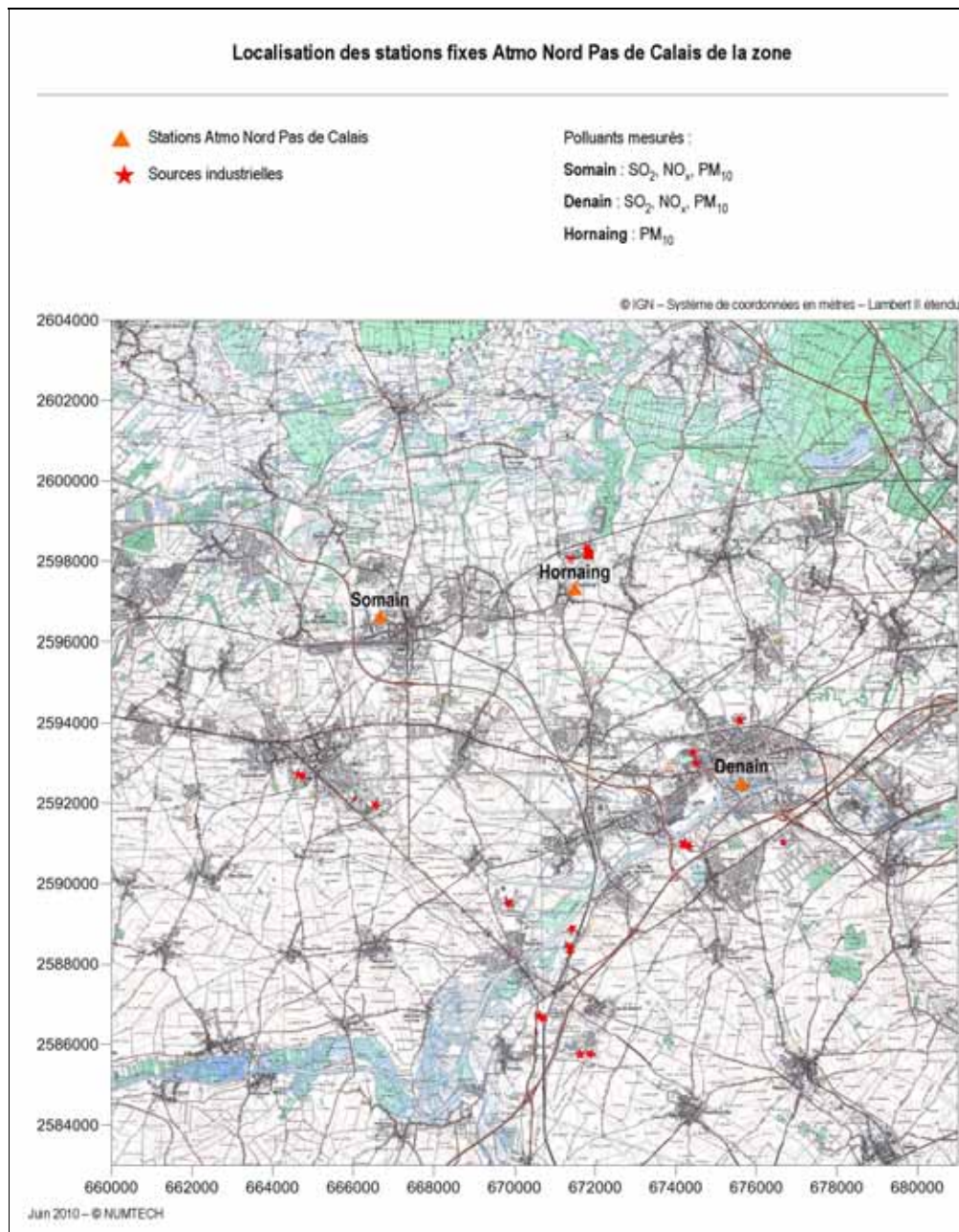


Figure 5 - Stations fixes du réseau Atmo Nord Pas de Calais

Les données Atmo Nord Pas de Calais relevées aux stations ont pu être comparées aux concentrations simulées année par année, sur 2008, 2009, et 2010. On notera toutefois que pour chaque année simulée par le modèle, les émissions modélisées sont restées identiques.

■ Campagnes de mesures temporaires Atmo Nord Pas de Calais

Parmi les campagnes de mesures temporaires réalisées sur la zone d'étude par Atmo Nord Pas de Calais, deux se sont déroulées au cours de notre période d'étude. Il s'agit d'une même campagne réalisée en 2008, puis en 2009,

sur les zones de Douchy-les-Mines, Neuville-sur-Escaut, et Denain. Leurs résultats ont pu être exploités dans le cadre de cette étude.

Ces campagnes ont consisté en 4 périodes de mesure d'un mois chacune :

- au printemps 2008 : du 5 mai au 2 juin,
- à l'automne 2008 : du 6 octobre au 3 novembre,
- à l'hiver 2009 : du 5 février au 9 mars,
- à l'été 2009 : du 17 août au 14 septembre.

Ces campagnes ont mis en œuvre deux unités mobiles (UM), l'une à Douchy-les-Mines, l'autre à Neuville-sur-Escaut, ainsi que la station fixe de Denain. Toutes sont localisées sur la figure suivante.

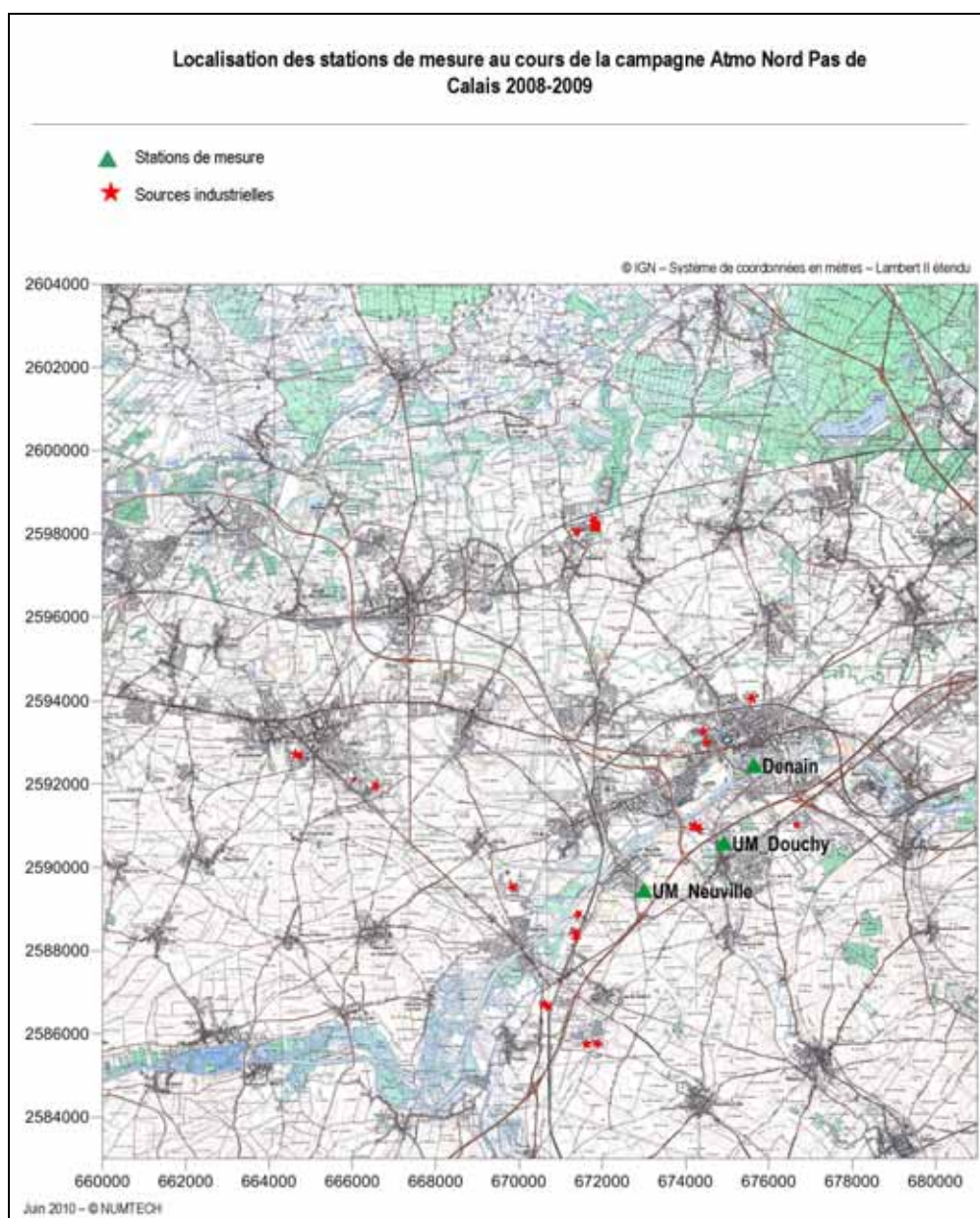


Figure 6 – Stations de mesures des campagnes temporaires 2008 et 2009

Les concentrations moyennes relevées au niveau de ces trois capteurs sont données dans le **tableau 5**.

	Printemps 2008			Automne 2008			Hiver 2009			Été 2009		
	Neuville sur Escaut	Douchy les Mines	Denain	Neuville sur Escaut	Douchy les Mines	Denain	Neuville sur Escaut	Douchy les Mines	Denain	Neuville sur Escaut	Douchy les Mines	Denain
SO₂	1	-	2	1	2	3	2	3	2	1	1	2
NO_x	28	31	25	36	-	40	38	48	57	21	32	22
NO₂	23	26	23	25	-	27	31	32	44	19	17	17
PM₁₀	33	28	32	27	24	29	30	29	30	25	18	22

Tableau 5 – Concentrations moyennes relevées au cours de chaque campagne de mesure

Aucun critère de qualité de l'air n'a été atteint au cours de ces campagnes.

Comme pour les mesures aux stations fixes, les concentrations moyennes relevées en SO₂ sont très faibles, de l'ordre du niveau de fond.

Les données issues de ces campagnes de mesure ont été directement comparées aux résultats du modèle, qui a été lancé sur chaque période météorologique. Toutefois pour chacune des quatre campagnes, les émissions modélisées sont restées identiques.

3.3. Résultats de la comparaison modèle / mesure

Les concentrations en dioxyde de soufre et dioxyde d'azote ont été simulées pour différentes périodes météorologiques :

- Les années 2008, 2009 et 2010, afin de comparer les moyennes annuelles correspondantes aux mesures des stations fixes du réseau Atmo Nord Pas de Calais,
- Les quatre périodes d'un mois réparties entre 2008 et 2009, afin de comparer les moyennes correspondantes aux mesures sur les stations mobiles des campagnes temporaires Atmo Nord Pas de Calais. Pour chaque période, les données météorologiques correspondantes ont été utilisées en entrée du modèle.

Les résultats présentés ci-dessous correspondent aux résultats finaux obtenus après calage du modèle.

■ Stations fixes Atmo Nord Pas de Calais, années 2008, 2009 et 2010

■ NO₂

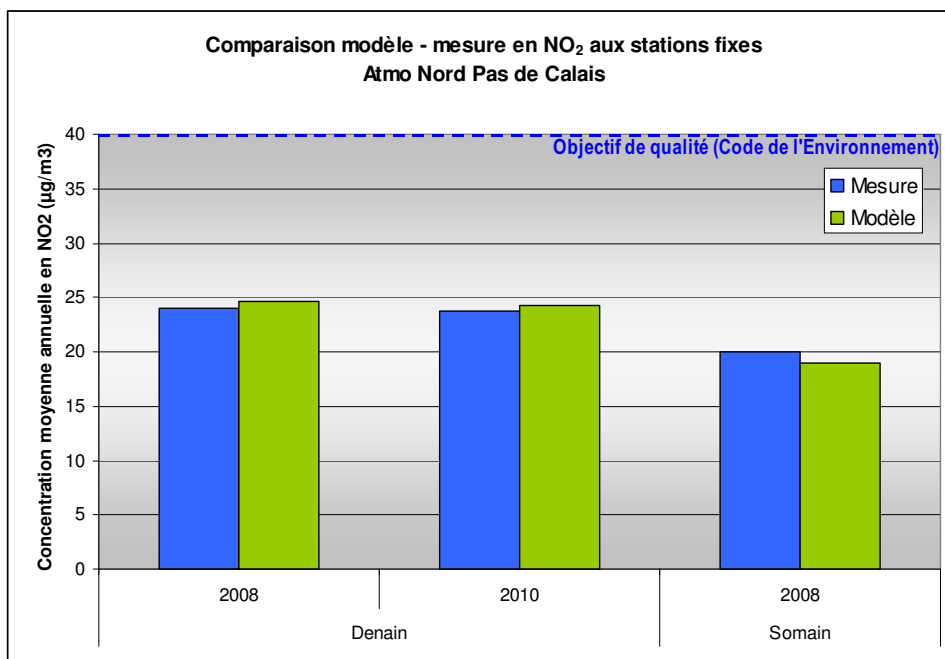


Figure 7 - Concentrations moyennes annuelles simulées et mesurées en NO₂ pour les années 2008, 2009 et 2010 aux stations Atmo Nord Pas de Calais

La **figure 6** permet de constater que le modèle restitue de façon très satisfaisante la mesure. L'écart modèle mesure est en effet au maximum de 5%.

Ces résultats ont été obtenus en intégrant une pollution de fond (NO et NO₂) dans le modèle. Différentes solutions ont été testées (objet du calage du modèle). La pollution de fond en NO_x finalement utilisée a été estimée à partir des mesures réalisées en différentes stations du réseau Atmo Nord Pas de Calais d'une zone étendue, au moyen d'une méthode développée par NUMTECH. Cette méthode consiste à extraire le fond commun, à un pas de temps horaire, en un ensemble de stations de mesures par méthode statistique (analyse des corrélations entre les stations). Au final, une pollution de fond horaire en NO_x a été intégrée dans le modèle (14.5 µg/m³ en moyenne sur les trois années étudiées en NO₂, et 1.5 µg/m³ en moyenne en NO).

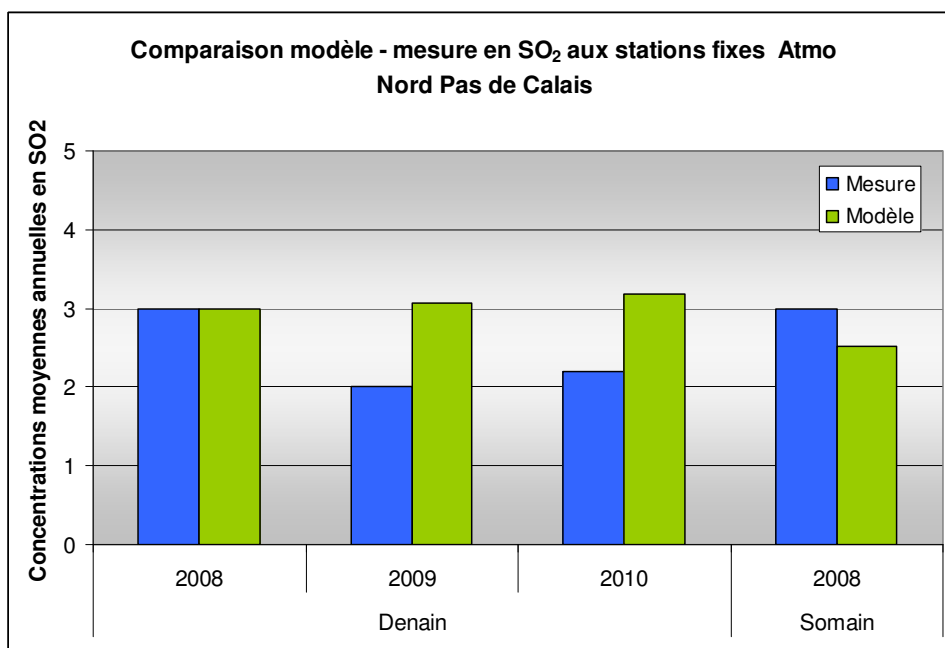
■ SO₂

Figure 8 - Concentrations moyennes annuelles simulées et mesurées en SO₂ pour les années 2008, 2009 et 2010 aux stations Atmo Nord Pas de Calais

On notera de manière préliminaire que les mesures Atmo Nord Pas de Calais sont fournies arrondies à l'entier (excepté pour l'année 2010, puisque cette valeur a été calculée à partir des données horaires sur l'année). Cela a une incidence sur la comparaison réalisée ici étant donné les faibles niveaux considérés.

La **figure 7** montre que l'écart relatif entre le modèle et la mesure est un peu plus élevé pour le SO₂ que pour le NO₂, toutefois, l'écart maximal ne dépasse pas 1 µg/m³, ce qui constitue une bonne performance du modèle. On rappelle que l'objectif de qualité relatif au SO₂ est de 50 µg/m³ en moyenne annuelle d'après le Code de l'Environnement.

■ Campagne Atmo Nord Pas de Calais sur Douchy les Mines et Neuville sur Escaut

■ NO₂

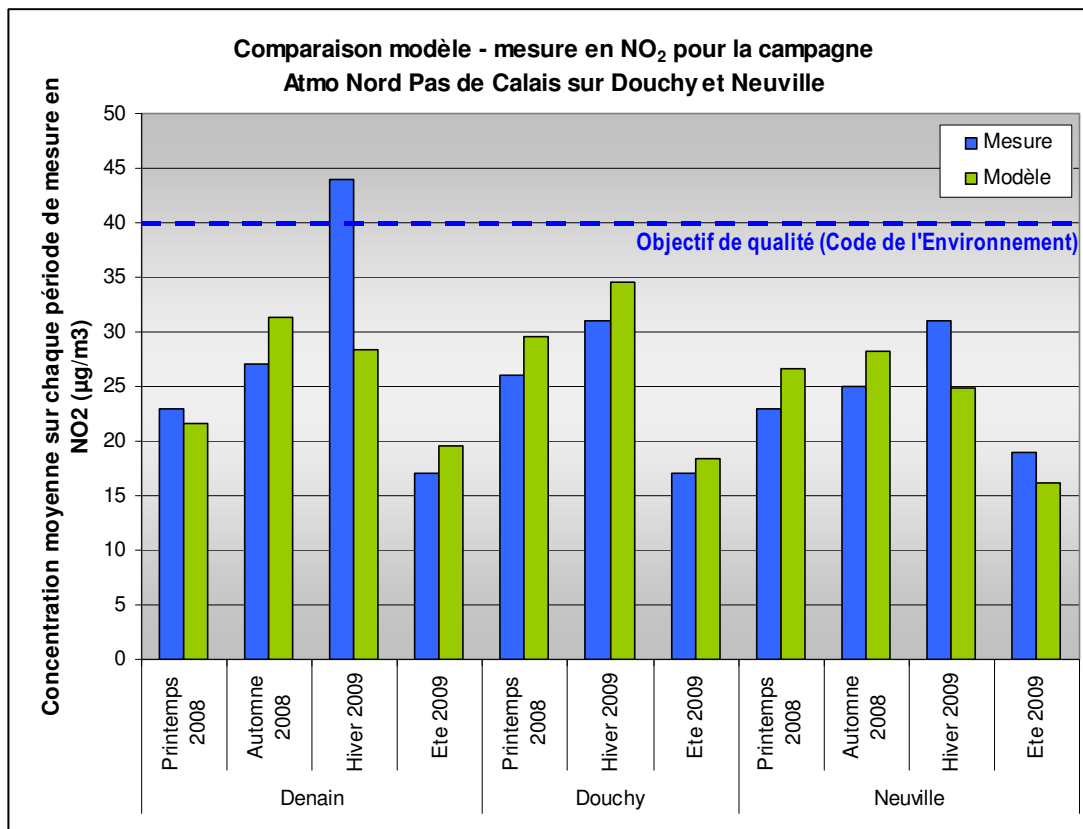


Figure 9 - Concentrations moyennes mesurées et simulées en NO₂ durant la campagne de mesure

La comparaison modèle - mesure en NO₂ est également relativement bonne lorsque l'on considère les données de la campagne temporaire réalisée par Atmo Nord Pas de Calais en 2008 et 2009 sur Douchy les Mines et Neuville sur Escaut. Le modèle a tendance à légèrement sur-estimer la mesure dans la majorité des cas. Les résultats les moins bons sont obtenus à Denain et à Neuville, au cours de l'hiver 2009. Dans les deux cas, le modèle sous-estime la mesure, de façon très marquée à Denain. Ces écarts peuvent être expliqués par le fait que la modélisation n'intègre aucune modulation temporelle des émissions. Les émissions modélisées sont constantes sur l'année dans le modèle, or elles peuvent présenter des variations significatives en réalité, qui peuvent être sensibles à l'échelle d'un mois.

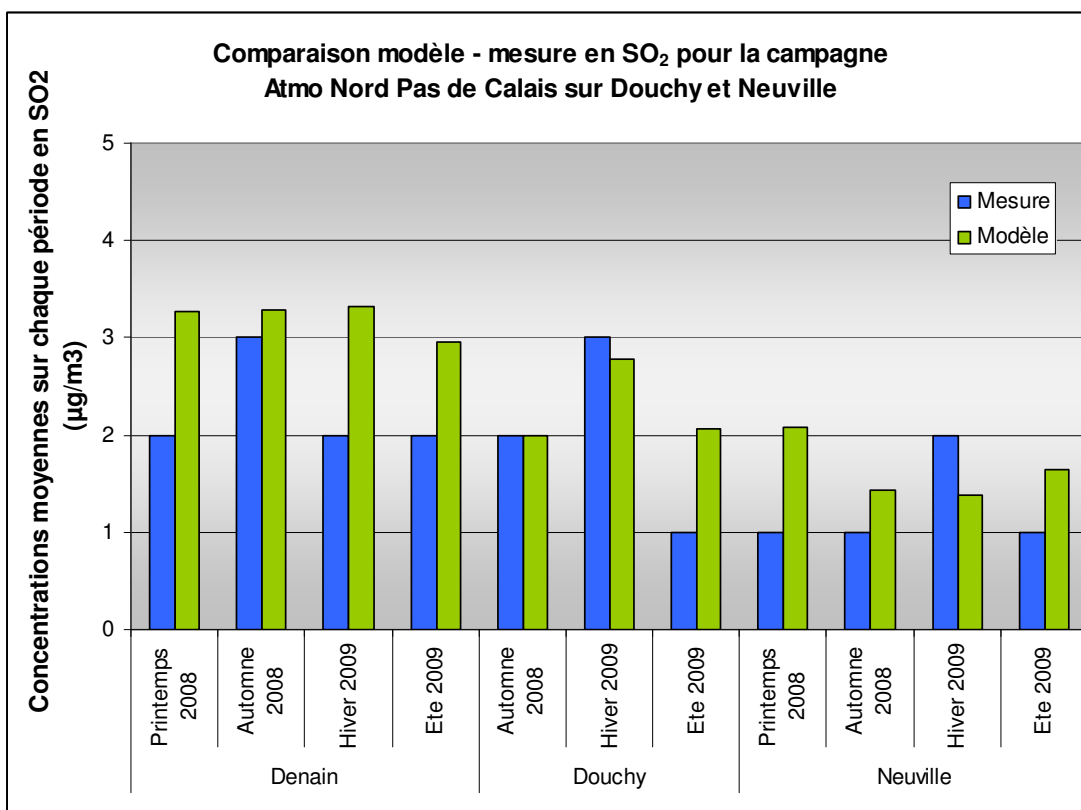
■ SO₂

Figure 10 - Concentrations moyennes mesurées et simulées en SO₂ durant la campagne de mesure

On retrouve comme pour le NO₂ une légère tendance à la sur-estimation du modèle. L'ordre de grandeur de la mesure est toutefois à nouveau bien restitué. On rappelle de plus qu'ici aussi, les mesures Atmo Nord Pas de Calais sont fournies arrondies à l'entier, ce qui peut légèrement fausser la comparaison. L'écart entre modèle et mesure est au maximum de l'ordre de 1.3 µg/m³.

3.4. Synthèse

La comparaison modèle-mesure réalisée sur le SO₂ et sur le NO₂ montre de bonnes performances du modèle de dispersion ADMS mis en œuvre pour cette étude. Les résultats obtenus en NO₂ au niveau des stations fixes du réseau Atmo Nord Pas de Calais sont notamment très satisfaisants.

Cette comparaison a mis en évidence une légère tendance à la sur-estimation du modèle, pour ces deux polluants. Bien que peu significative, elle peut être à prendre en considération lors de l'exploitation sanitaire des résultats.

■ Table des figures

Figure 1 - Domaine d'étude et grille de calcul modélisée	8
Figure 2 – Localisation des points récepteurs	9
Figure 3 - Rose des vents à Valenciennes pour la période d'étude	10
Figure 4 – Ensemble des sources modélisées	12
Figure 5 - Stations fixes du réseau Atmo Nord Pas de Calais	18
Figure 6 – Stations de mesures des campagnes temporaires 2008 et 2009	19
Figure 7 - Concentrations moyennes annuelles simulées et mesurées en NO ₂ pour les années 2008, 2009 et 2010 aux stations Atmo Nord Pas de Calais	21
Figure 8 - Concentrations moyennes annuelles simulées et mesurées en SO ₂ pour les années 2008, 2009 et 2010 aux stations Atmo Nord Pas de Calais	22
Figure 9 - Concentrations moyennes mesurées et simulées en SO ₂ durant la campagne de mesure	23
Figure 10 - Concentrations moyennes mesurées et simulées en SO ₂ au niveau des capteurs AIRAQ	24

■ Table des tableaux

Tableau 1 - Phénomènes pris en compte dans la modélisation	7
Tableau 2 - Liste et caractéristiques des polluants étudiés	14
Tableau 3 - Stations Atmo Nord Pas de Calais localisées sur la zone d'étude et mesurant le SO ₂	16
Tableau 4 – Critères de qualité de l'air	17
Tableau 5 – Concentrations moyennes relevées au cours de chaque campagne de mesure	20

Table des annexes

Annexe 1 : Caractéristiques techniques du modèle de dispersion ADMS4	27
Annexe 2 : Présentation du module FLOWSTAR	29

Annexe 1 : Présentation du modèle de dispersion ADMS-Urban

Le système de gestion de la qualité de l'air ADMS-Urban repose sur le modèle de dispersion atmosphérique ADMS (*Atmospheric Dispersion Modelling System*) développé depuis 1993 par le *Cambridge Environmental Research Consultant* (CERC). Il permet de modéliser à l'échelle de l'agglomération toutes les sources d'importance (sources routières, sources industrielles, sources résidentielles et tertiaires, etc.) et ainsi de simuler à haute résolution la qualité de l'air de proximité à l'échelle de la rue à l'échelle de l'agglomération en prenant en compte toutes ces sources. Il permet de prendre en compte la dispersion simultanée de plusieurs polluants (NO_x, CO, SO₂, COV, particules...) émises par plus de 4500 sources différentes telles que :

- les routes et les trafics associés (jusqu'à 75 000 brins peuvent être considérés),
- les sources industrielles ponctuelles et surfaciques,
- les sources diffuses (utilisées sous forme de cadastres).

Le système ADMS-Urban peut être appliqué à diverses études comme des études d'impact de la construction d'une nouvelle infrastructure routière, ou à but prognostique, en réalisant la prévision de la qualité de l'air à l'échelle de la rue, du quartier ou de l'agglomération.

■ Modèle mathématique de dispersion

ADMS intègre différents modules couplés, qui décrivent les effets complexes sur la dispersion des effluents : topographie, effets « canyons », turbulence liée au trafic, phénomènes météorologiques particuliers (inversion de température), ...

En fonctionnement normal, le modèle de dispersion travaille en régime stationnaire pour une situation météorologique donnée ; les situations météorologiques sont réactualisées toutes les heures. ADMS travaille en effet en mode séquentiel horaire, ce qui permet de prendre en compte l'évolution temporelle des conditions météorologiques durant la journée. L'utilisation de données statistiques annuelles donne des résultats peu satisfaisants en terme de dispersion des effluents. Pour une étude de qualité de l'air à l'échelle d'une rocade, d'un quartier ou d'une agglomération, l'utilisation d'un schéma de dispersion fonctionnant en régime stationnaire pendant des échelles de temps de l'ordre de l'heure est tout à fait adéquat, car celui-ci est précis en terme de dispersion et relativement peu coûteux en temps de calcul. Les valeurs réglementaires font d'ailleurs référence à des échantillonnages effectués généralement à une résolution temporelle horaire.

La grille de calcul est ajustable (discretisation du domaine) : la résolution varie du mètre à quelques centaines de mètres. De plus, le système permet un maillage « intelligent », en plaçant lui-même jusqu'à 5000 points de calculs (capteurs virtuels) aux endroits où les gradients de concentration sont importants (le long et au bord des grands axes). Il permet également de disposer des points « spécifiques » correspondant à des localisations particulières, très utiles dans le cadre d'une comparaison modèle / mesure ou dans l'élaboration de courbes d'effluents en fonction de la distance à la source.

■ Echelle spatiale

Le domaine de modélisation est choisi en fonction des spécificités et des objectifs de l'étude. Il peut s'étendre de la rue (« Canyon street »), avec une prise en compte des effets de turbulence liés au trafic et aux effets « canyons », jusqu'à l'agglomération, où des phénomènes tels que la photochimie ou la formation « d'îlots de chaleur urbains » sont considérés.

■ Principaux modules intégrés au système

Outre le modèle de dispersion, le système comprend de nombreux modules permettant d'étudier la qualité de l'air à l'échelle de la rue/route, du quartier ou de l'agglomération :

- **Modèle de terrain** : à partir de paramètres météorologiques moyens, le modèle d'écoulements fluides FLOWSTAR calcule en 3D tous les champs de vent (résolution de l'ordre de 100 m) et de turbulence en prenant en compte l'effet de la topographie et de la rugosité du sol.
- **Préprocesseur météorologique** : à partir de données météorologiques mesurées au sol, un préprocesseur météorologique calcule dans les 3 dimensions, les paramètres de la couche atmosphérique de dispersion (entre le sol et 2000 mètres d'altitude).
- **Modèle de dépôt** : calcul du dépôt sec et du lessivage par les pluies des effluents. Prise en compte de la taille des particules lors de la dispersion. Jusqu'à 10 tailles de particules peuvent être considérées, ce qui permet de prendre en compte des spectres dimensionnels de particules ;
- **Modèle de trajectoire des panaches** : pour les sources ponctuelles (cheminées industrielles...), un modèle dynamique calcule intégralement la trajectoire des panaches émis (surélévation) à partir des vitesses d'éjection et des températures des rejets ;
- **Modèle de bâtiment** : ce modèle dynamique permet de calculer l'influence turbulente des bâtiments proches des sources industrielles sur la dispersion, ainsi que les effets de sillage des cheminées ;
- **Modèle photochimique** : ADMS intègre un code photochimique incluant la chimie des NO₂, NO, O₃ et COV (Schéma de 7 réactions). Il utilise notamment les données de rayonnements solaires pour calculer les taux de photolyse. Un tel module est indispensable si l'on souhaite correctement estimer les concentrations de NO₂ notamment.
- **Modèle des effets « Street Canyon »** : prise en compte des phénomènes de recirculations dans les rues, et de la turbulence provoquée par le passage des véhicules entre les bâtiments ;
- **Module statistique** : ce module permet notamment de faire des comparaisons directes avec les valeurs réglementaires.

■ Principales données d'entrée

- Météorologie : Données météorologiques de surface, mesurées de préférence à fréquence horaire (format Météo France): vitesse et direction du vent, température sous abri, nébulosité, précipitations...
- Paramètres d'émission : localisation des sources et tronçons, taux d'émission (horaires ou TMJA, profils quotidiens), largeur des voies et hauteur du bâti, émissions industrielles (position et caractéristiques des cheminées) et diffuses (tertiaire, COV)...
- Topographie de la zone d'étude : relief et occupation des sols (milieu urbain, hauteur moyenne du bâti...).

■ Types de sorties et résultats issus de ADMS

- Résultats à court terme (horaires, journaliers, études de cas) ou à long terme (moyennes annuelles, percentiles, valeurs maximales...),
- Présentation des résultats sous forme de cartographies facilitées par des liens directs avec des SIG (ARCVIEW et MAPINFO) et des systèmes logiciels graphiques reconnus (SURFER),
- Tableaux synthétiques, comparaisons directes avec les valeurs réglementaires.

Annexe 2 : Présentation du module FLOWSTAR

Le modèle diagnostique linéarisé FLOWSTAR est un module développé par le CERC, permettant de calculer les champs de vents et de turbulence dans la couche limite atmosphérique (0-2000 m) en trois dimensions. Ce module prend en compte l'impact du relief et de l'occupation des sols.

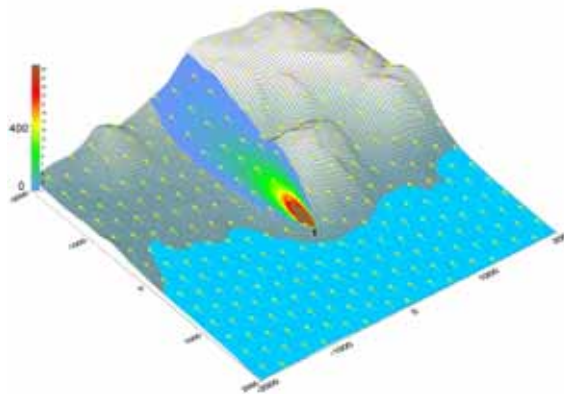
FLOWSTAR est utilisé dans le modèle ADMS développé par le CERC, pour calculer les trajectoires des panaches et la dispersion atmosphérique sur les terrains complexes. Mais ses applications sont plus larges, et concernent le calcul des champs de vent en général (potentiel éolien,...).

En entrée, FLOWSTAR a besoin des données de relief du domaine concerné, de l'occupation des sols (rugosité), et de la météo générale du site. Il renvoie en sortie les données de vent et de turbulence sur une grille, aux niveaux d'altitudes spécifiés par l'utilisateur. Ces données peuvent être fournies pour chaque condition météo du fichier *.met* d'entrée, ou peuvent être moyennées.

L'approche utilisée dans FLOWSTAR est dérivée du travail théorique de Jackson¹ et al. Il se base sur l'hypothèse que différents processus contrôlent les flux dynamiques en couches, à différents niveaux au-dessus du sol.

Des validations du modèle (Carruthers² et al), ont montré que FLOWSTAR modélisait bien les flux, notamment pour des pentes jusqu'à 1 pour 2 (pentes au vent et sommets de collines) et jusqu'à 1 pour 3 localement dans le sillage des reliefs.

Les échelles spatiales supportées par le modèle vont de quelques dizaines de mètres, à plusieurs kilomètres.



[1] P.S. Jackson et J.C.R. Hunt, 1975, *Turbulent wind flow over a low hill*.

[2] D.J. Carruthers, J.C.R. Hunt et W. Weng, 1988: Computational model of airflow over hills. FLOWSTAR I. Proc. Of Envirossoft. *Computer Techniques in Environmental Studies*, P. Zanetti, Ed., Springer Verlag.

Concentrations moyennes dans l'air en formaldéhyde

Site : **Etude de zone (59)**

Domaine : **20 x 19 km**

Résolution : **200 m**

Altitude : **1,5 mètre au dessus du sol**

Temps d'intégration : **horaire**

Période météorologique : **2008-2009-2010**

Unité : **ng/m³**

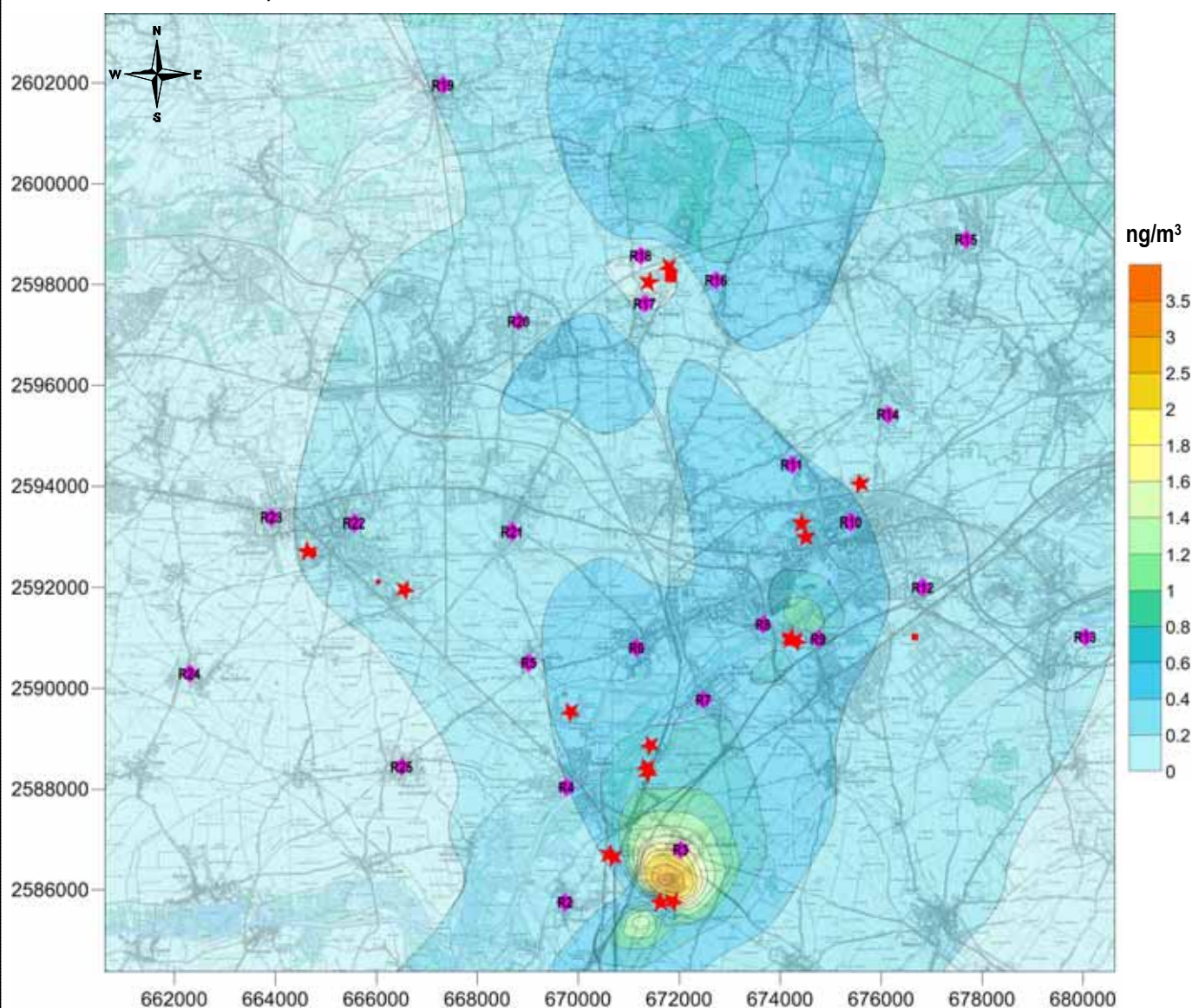
◆ : Points spécifiques

★ : Sources industrielles canalisées

■ : Source industrielles diffuses

Valeur maximale simulée sur le domaine
d'étude : **3,3 ng/m³**

Distances en mètres – Système de coordonnées Lambert II étendu



Concentrations moyennes dans l'air en diisocyanate de diphenylméthane

Site : Etude de zone (59)

Domaine : 20 x 19 km

Résolution : 200 m

Altitude : 1,5 mètre au dessus du sol

Temps d'intégration : horaire

Période météorologique : 2008-2009-2010

Unité : $\mu\text{g}/\text{m}^3$

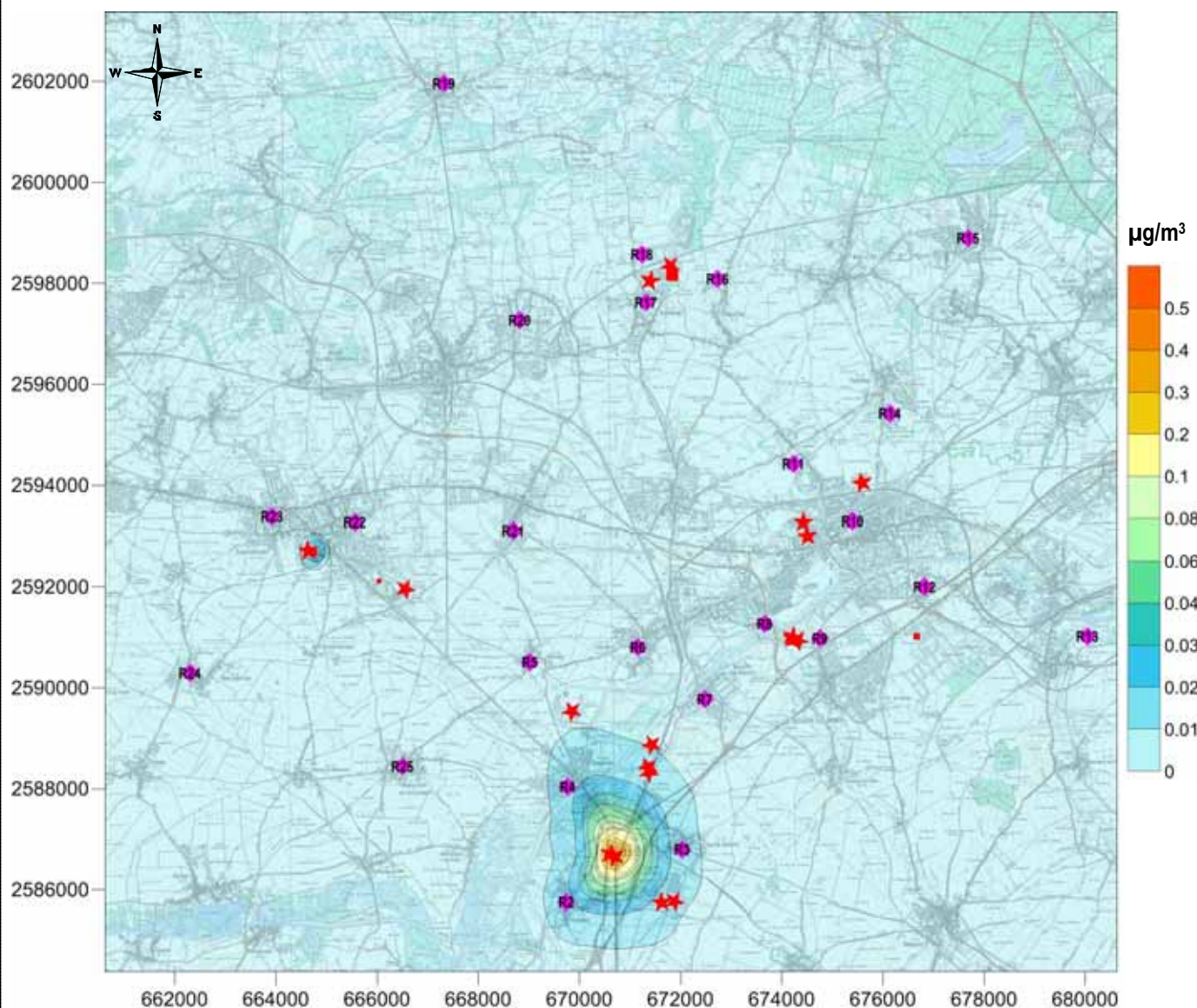
◆ : Points spécifiques

★ : Sources industrielles canalisées

■ : Source industrielles diffuses

Valeur maximale simulée sur le domaine
d'étude : $0,54 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Distances en mètres – Système de coordonnées Lambert II étendu



Concentrations moyennes dans l'air en cadmium

Site : **Etude de zone (59)**

Domaine : **20 x 19 km**

Résolution : **200 m**

Altitude : **1,5 mètre au dessus du sol**

Temps d'intégration : **horaire**

Période météorologique : **2008-2009-2010**

Unité : **ng/m³**

◆ : Points spécifiques

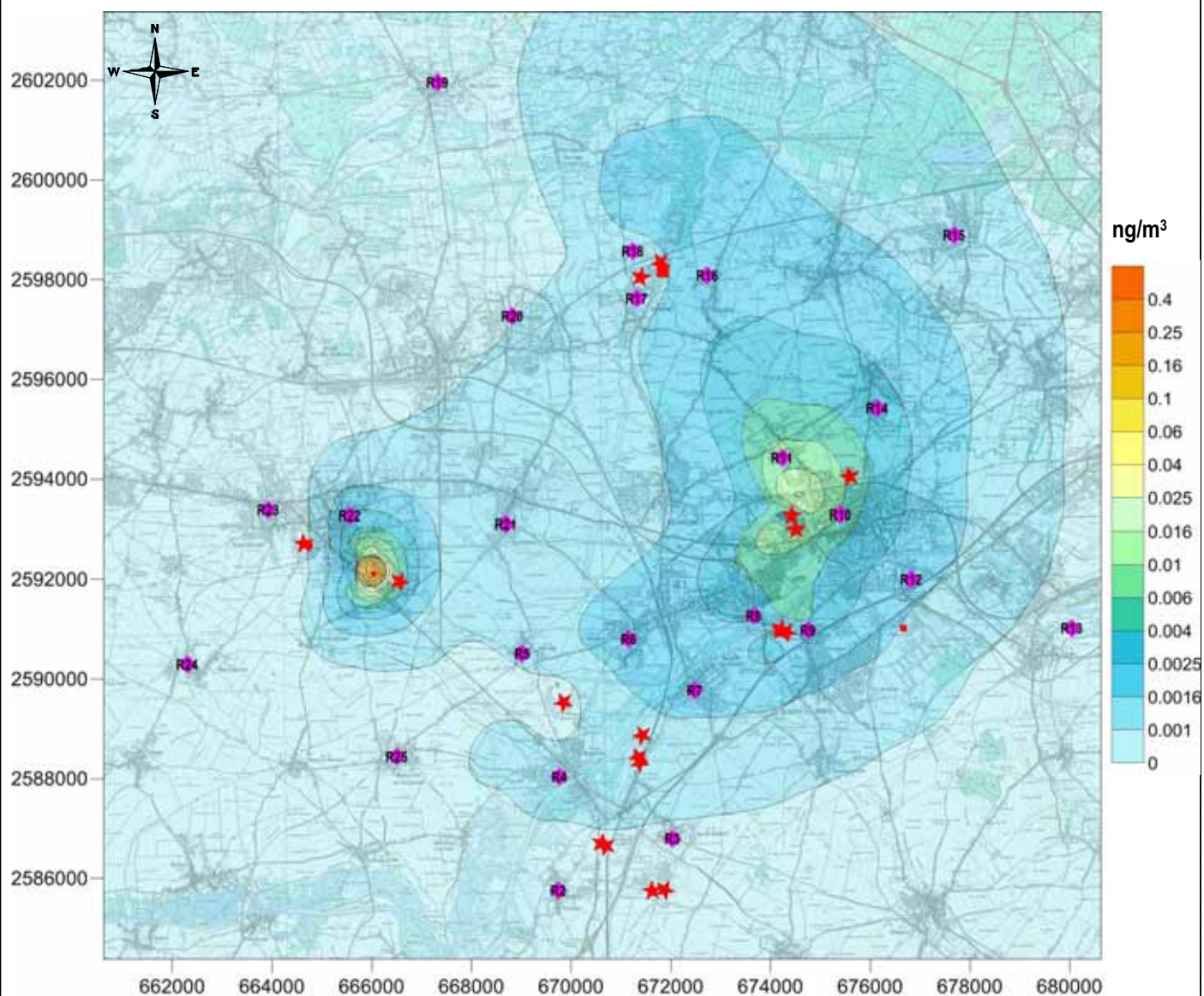
★ : Sources industrielles canalisées

■ : Source industrielles diffuses

Valeur réglementaire : **5 ng/m³**
(article R221-1 du code de l'environnement)

Valeur maximale simulée sur le domaine
d'étude : **0,77 ng/m³**

Distances en mètres – Système de coordonnées Lambert II étendu



Dépôts moyens annuels au sol en cadmium

Site : **Etude de zone (59)**

Domaine : **20 x 19 km**

Résolution : **200 m**

Altitude : **niveau du sol**

Temps d'intégration : **horaire**

Période météorologique : **2008-2009-2010**

Unité : **mg/m²/an**

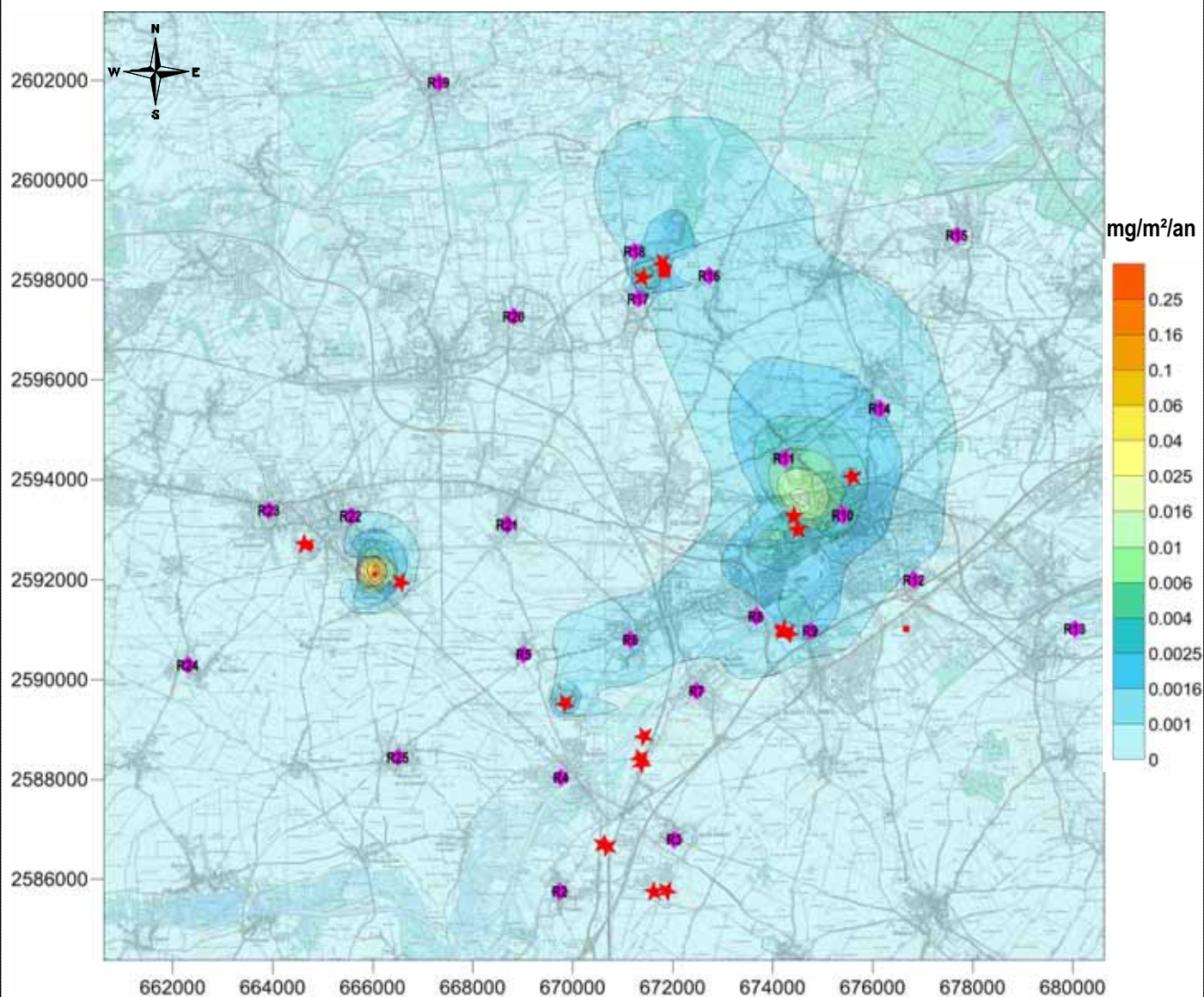
◆ : Points spécifiques

★ : Sources industrielles canalisées

■ : Source industrielles diffuses

Valeur maximale simulée sur le domaine
d'étude : **0,27 mg/m²/an**

Distances en mètres – Système de coordonnées Lambert II étendu



Concentrations moyennes dans l'air en plomb

Site : **Etude de zone (59)**

Domaine : **20 x 19 km**

Résolution : **200 m**

Altitude : **1,5 mètre au dessus du sol**

Temps d'intégration : **horaire**

Période météorologique : **2008-2009-2010**

Unité : **ng/m³**

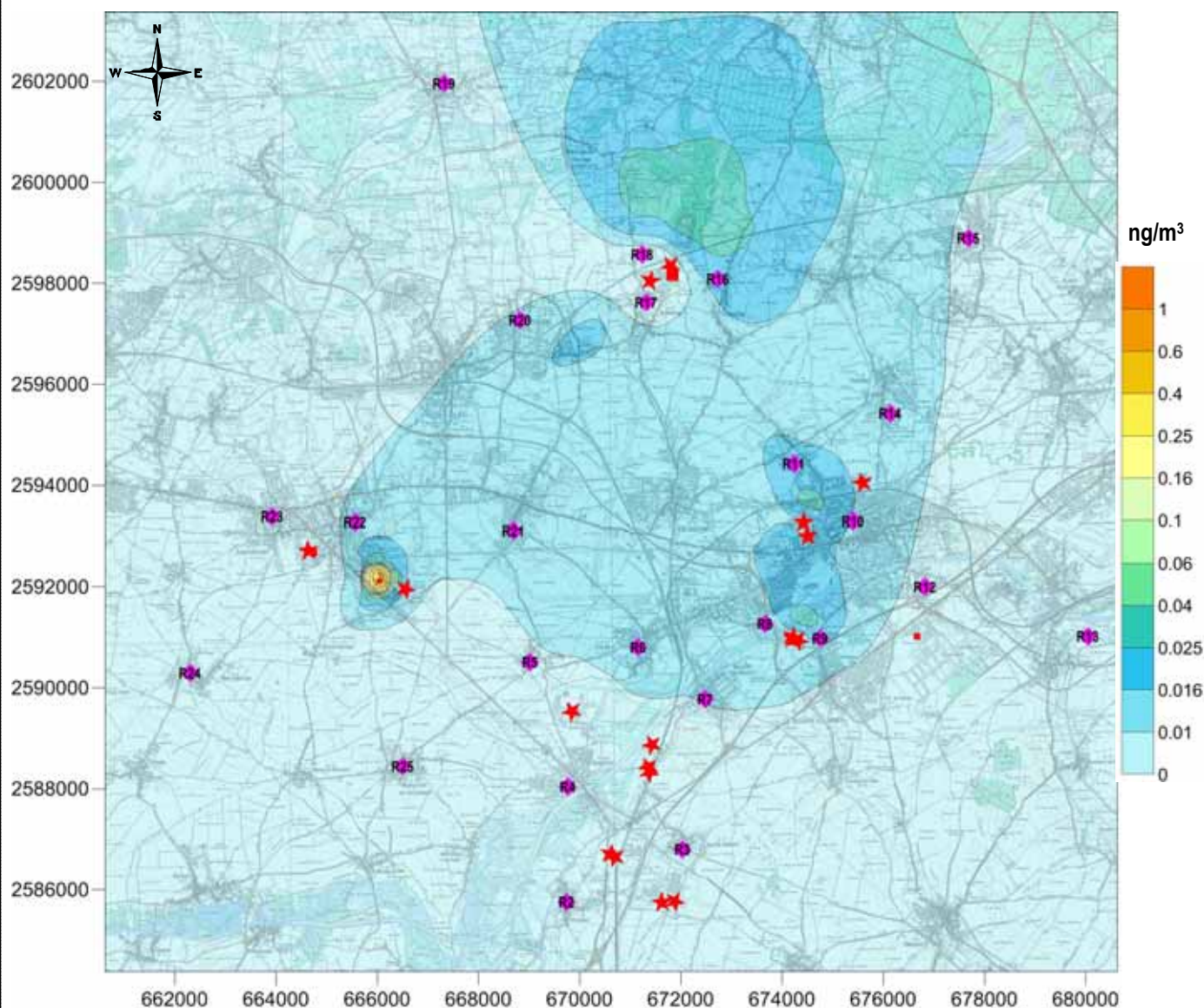
◆ : Points spécifiques

★ : Sources industrielles canalisées

■ : Source industrielles diffuses

Valeur maximale simulée sur le domaine
d'étude : **1,5 ng/m³**

Distances en mètres – Système de coordonnées Lambert II étendu



Dépôts moyens annuels au sol en plomb

Site : **Etude de zone (59)**

Domaine : **20 x 19 km**

Résolution : **200 m**

Altitude : **niveau du sol**

Temps d'intégration : **horaire**

Période météorologique : **2008-2009-2010**

Unité : **mg/m²/an**

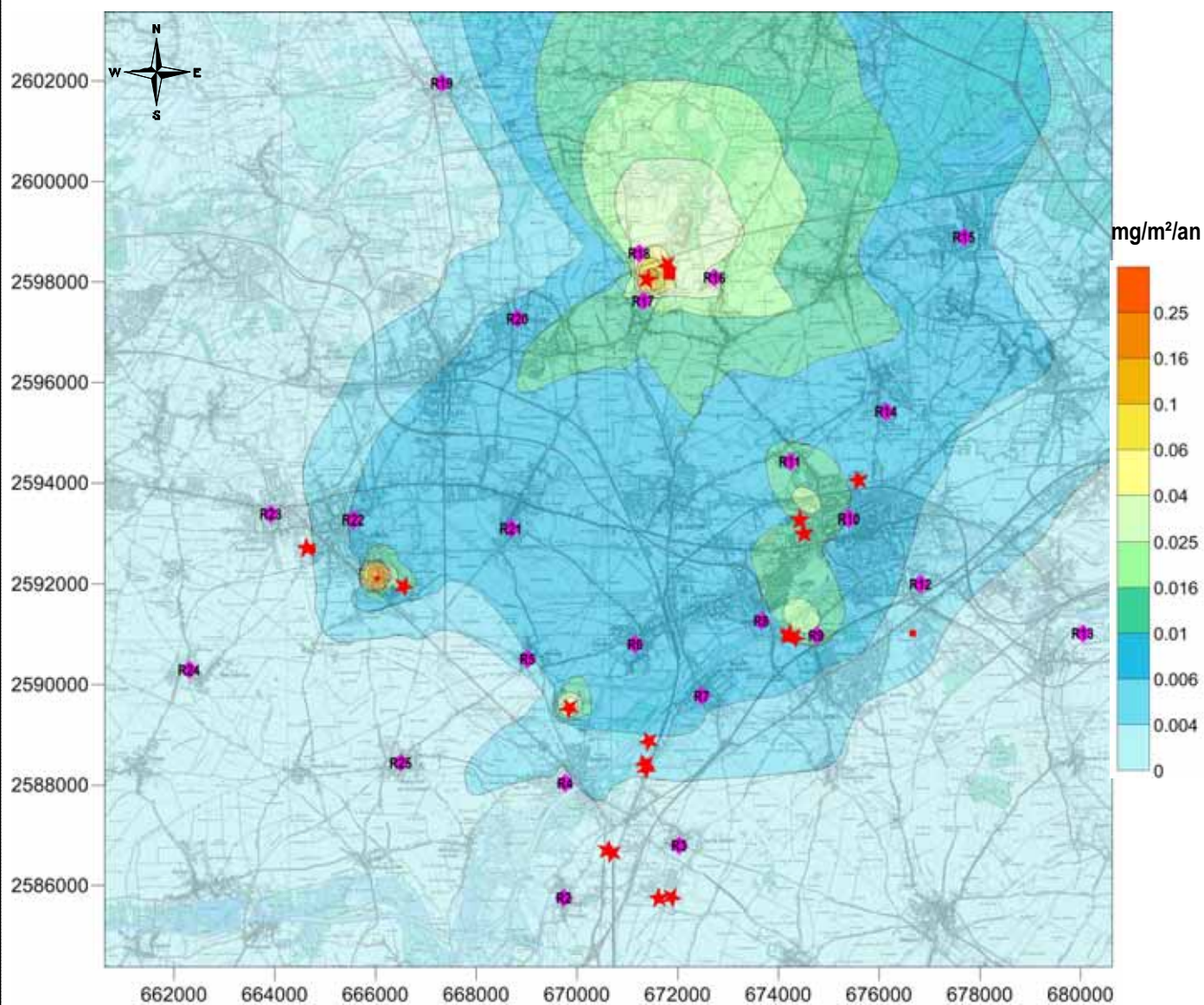
◆ : Points spécifiques

★ : Sources industrielles canalisées

■ : Source industrielles diffuses

Valeur maximale simulée sur le domaine
d'étude : **0,5 mg/m²/an**

Distances en mètres – Système de coordonnées Lambert II étendu



Concentrations moyennes dans l'air en NO_x

Site : Etude de zone (59)

Domaine : 20 x 19 km

Résolution : 200 m

Altitude : 1,5 mètre au dessus du sol

Temps d'intégration : horaire

Période météorologique : 2008-2009-2010

Unité : $\mu\text{g}/\text{m}^3$

◆ : Points spécifiques

★ : Sources industrielles canalisées

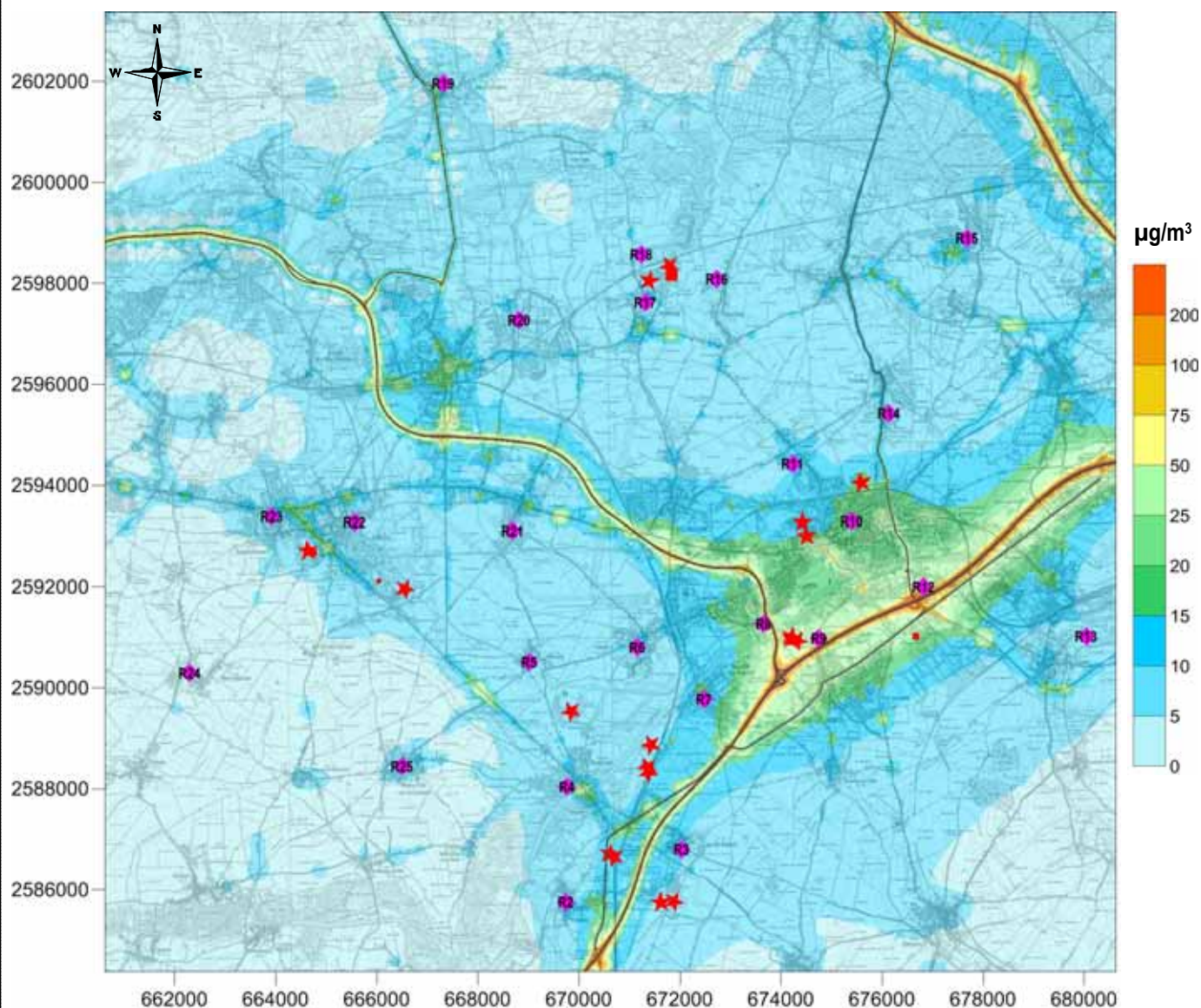
■ : Source industrielles diffuses

— : Principaux axes routiers

Valeur réglementaire : 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en NO_2
(article R221-1 du code de l'environnement)

Valeur maximale simulée sur le domaine
d'étude : 943 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Distances en mètres – Système de coordonnées Lambert II étendu



Concentrations moyennes dans l'air en SO₂

Site : Etude de zone (59)

Domaine : 20 x 19 km

Résolution : 200 m

Altitude : 1,5 mètre au dessus du sol

Temps d'intégration : horaire

Période météorologique : 2008-2009-2010

Unité : $\mu\text{g}/\text{m}^3$

◆ : Points spécifiques

★ : Sources industrielles canalisées

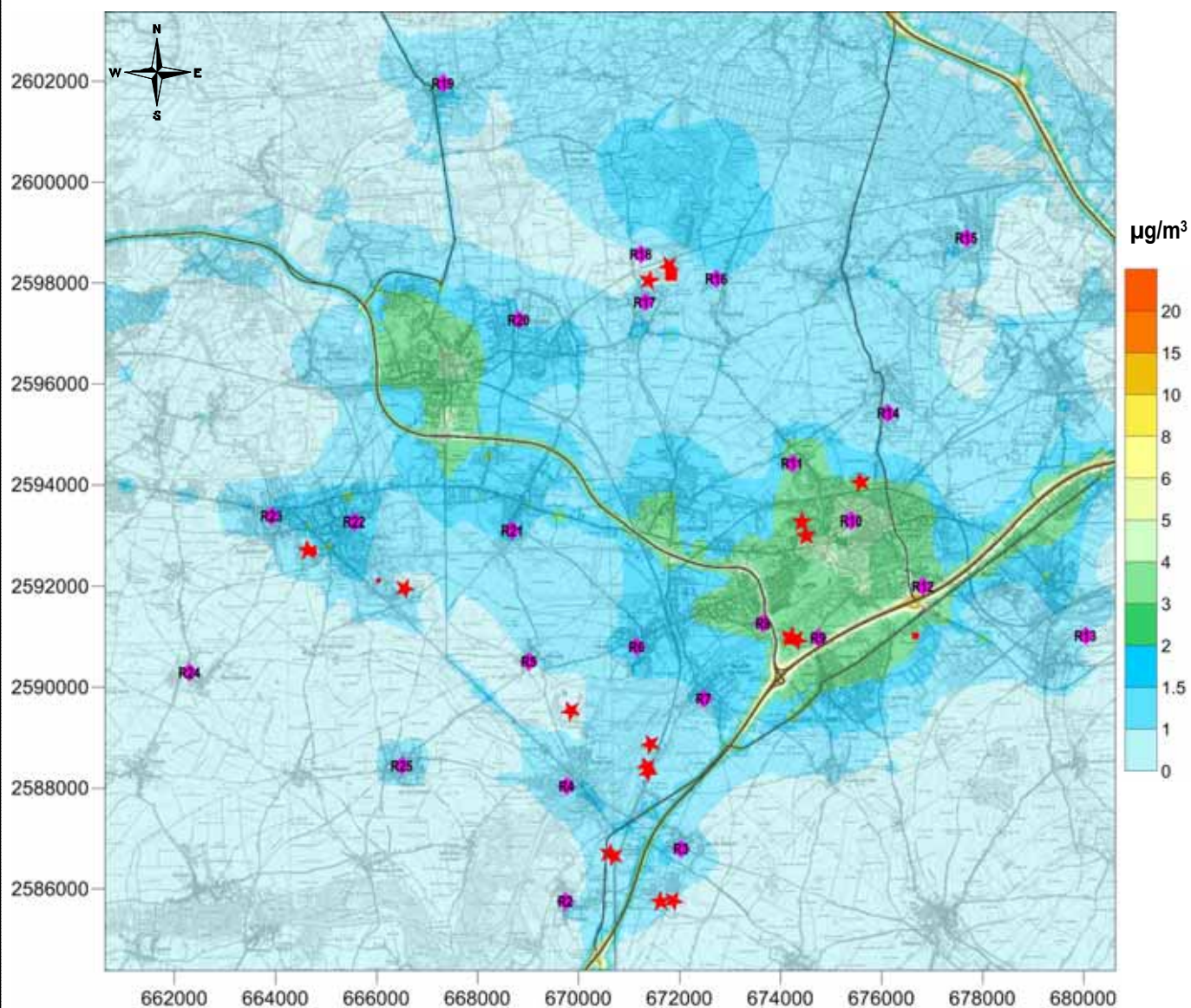
■ : Source industrielles diffuses

— : Principaux axes routiers

Valeur réglementaire : 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
(article R221-1 du code de l'environnement)

Valeur maximale simulée sur le domaine
d'étude : 30.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Distances en mètres – Système de coordonnées Lambert II étendu



Concentrations moyennes dans l'air en HCl

Site : **Etude de zone (59)**

Domaine : **20 x 19 km**

Résolution : **200 m**

Altitude : **1,5 mètre au dessus du sol**

Temps d'intégration : **horaire**

Période météorologique : **2008-2009-2010**

Unité : **$\mu\text{g}/\text{m}^3$**

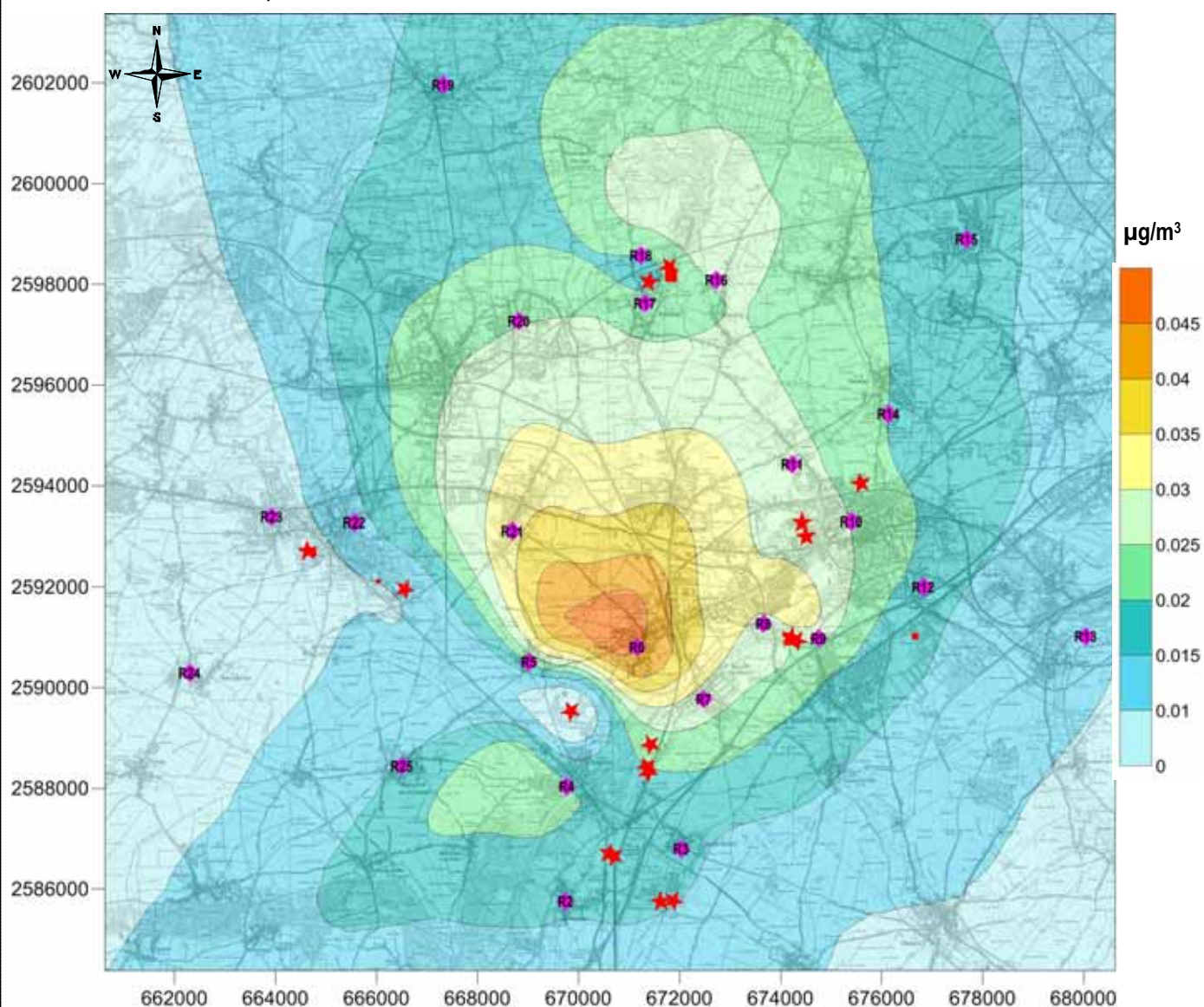
◆ : Points spécifiques

★ : Sources industrielles canalisées

■ : Source industrielles diffuses

Valeur maximale simulée sur le domaine
d'étude : **$0.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$**

Distances en mètres – Système de coordonnées Lambert II étendu



Concentrations moyennes dans l'air en benzène

Site : Etude de zone (59)

Domaine : 20 x 19 km

Résolution : 200 m

Altitude : 1,5 mètre au dessus du sol

Temps d'intégration : horaire

Période météorologique : 2008-2009-2010

Unité : $\mu\text{g}/\text{m}^3$

◆ : Points spécifiques

★ : Sources industrielles canalisées

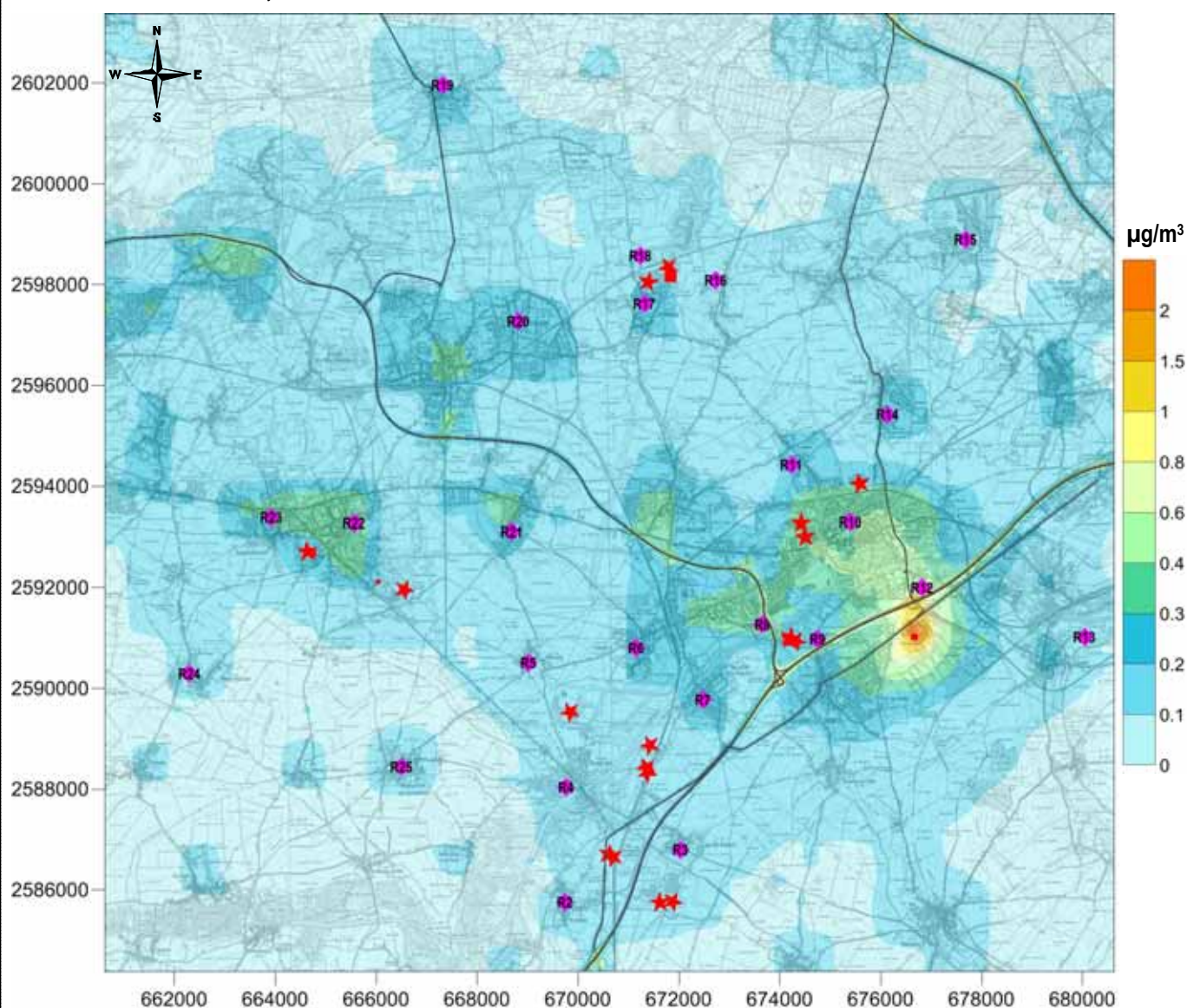
■ : Source industrielles diffuses

— : Principaux axes routiers

Valeur réglementaire : $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$
(article R221-1 du code de l'environnement)

Valeur maximale simulée sur le domaine
d'étude : $3.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Distances en mètres – Système de coordonnées Lambert II étendu



Concentrations moyennes dans l'air en PM_{10}

Site : Etude de zone (59)

Domaine : 20 x 19 km

Résolution : 200 m

Altitude : 1,5 mètre au dessus du sol

Temps d'intégration : horaire

Période météorologique : 2008-2009-2010

Unité : $\mu g/m^3$

◆ : Points spécifiques

★ : Sources industrielles canalisées

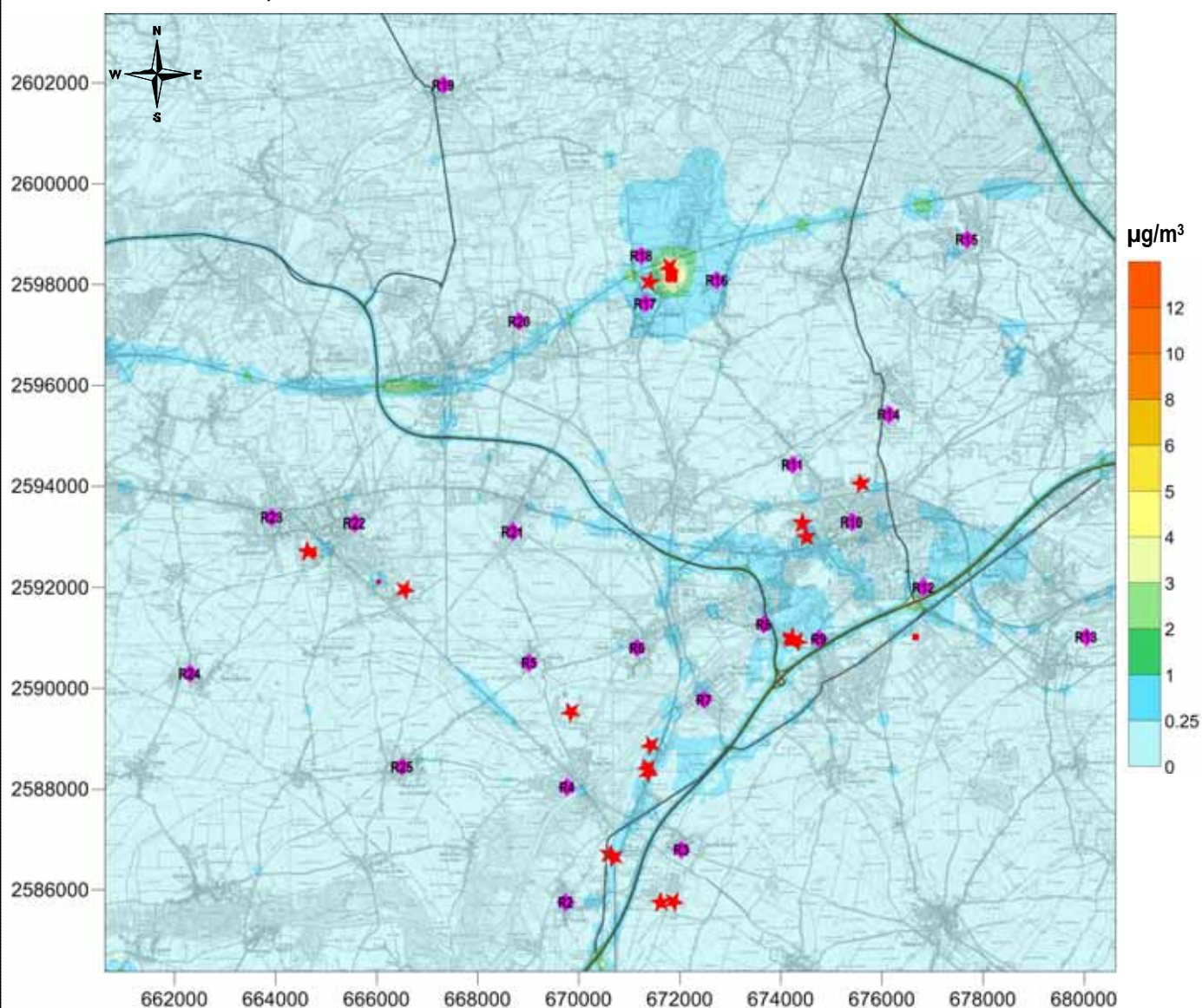
■ : Source industrielles diffuses

— : Principaux axes routiers

Valeur réglementaire : 30 $\mu g/m^3$
(article R221-1 du code de l'environnement)

Valeur maximale simulée sur le domaine
d'étude : 9.6 $\mu g/m^3$

Distances en mètres – Système de coordonnées Lambert II étendu



Concentrations moyennes dans l'air en PM_{2.5}

Site : Etude de zone (59)

Domaine : 20 x 19 km

Résolution : 200 m

Altitude : 1,5 mètre au dessus du sol

Temps d'intégration : horaire

Période météorologique : 2008-2009-2010

Unité : $\mu\text{g}/\text{m}^3$

◆ : Points spécifiques

★ : Sources industrielles canalisées

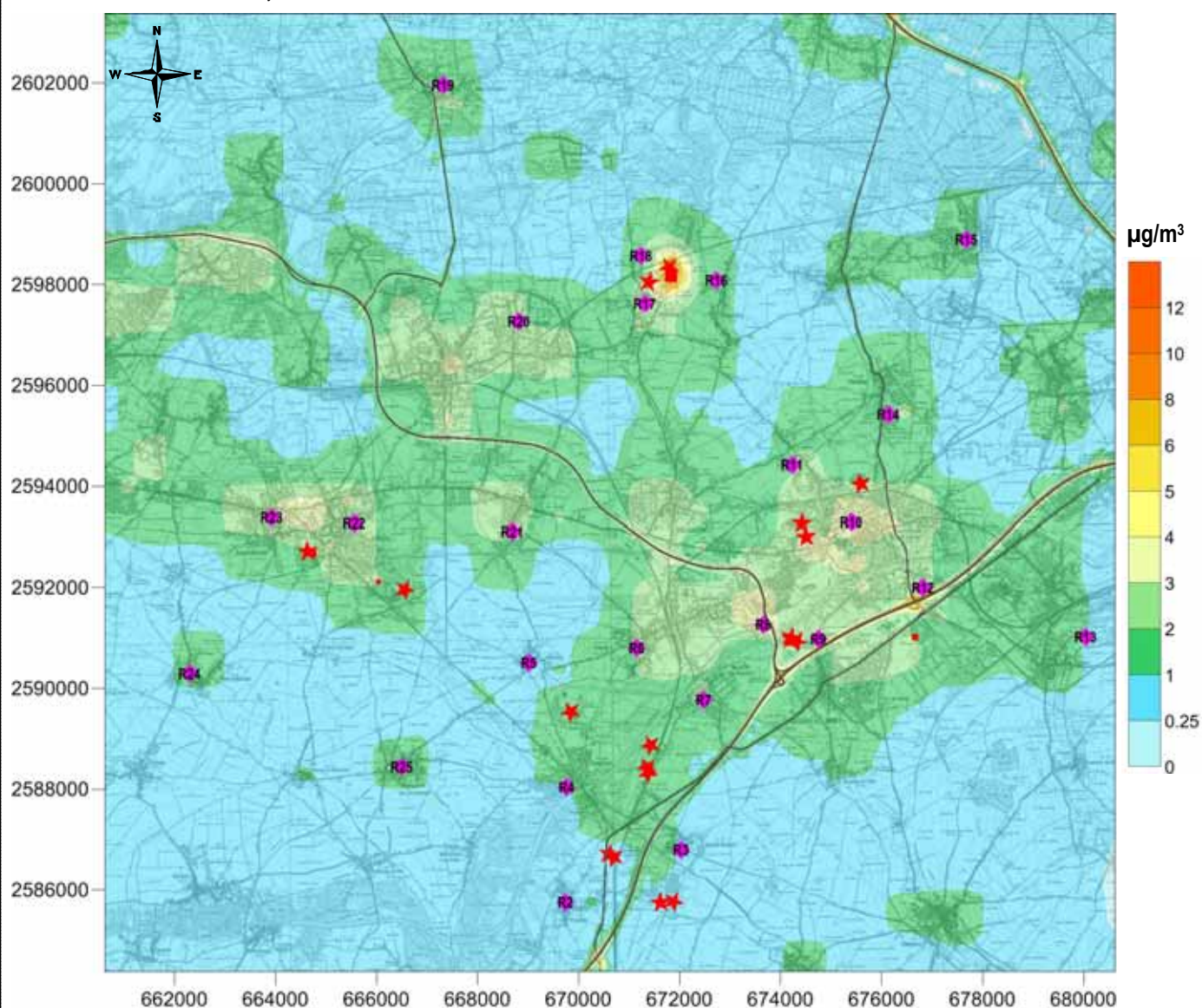
■ : Source industrielles diffuses

— : Principaux axes routiers

Valeur réglementaire : 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au 01/01/15
(article R221-1 du code de l'environnement)

Valeur maximale simulée sur le domaine
d'étude : 15.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Distances en mètres – Système de coordonnées Lambert II étendu



Concentrations moyennes dans l'air en PM₁

Site : Etude de zone (59)

Domaine : 20 x 19 km

Résolution : 200 m

Altitude : 1,5 mètre au dessus du sol

Temps d'intégration : horaire

Période météorologique : 2008-2009-2010

Unité : $\mu\text{g}/\text{m}^3$

◆ : Points spécifiques

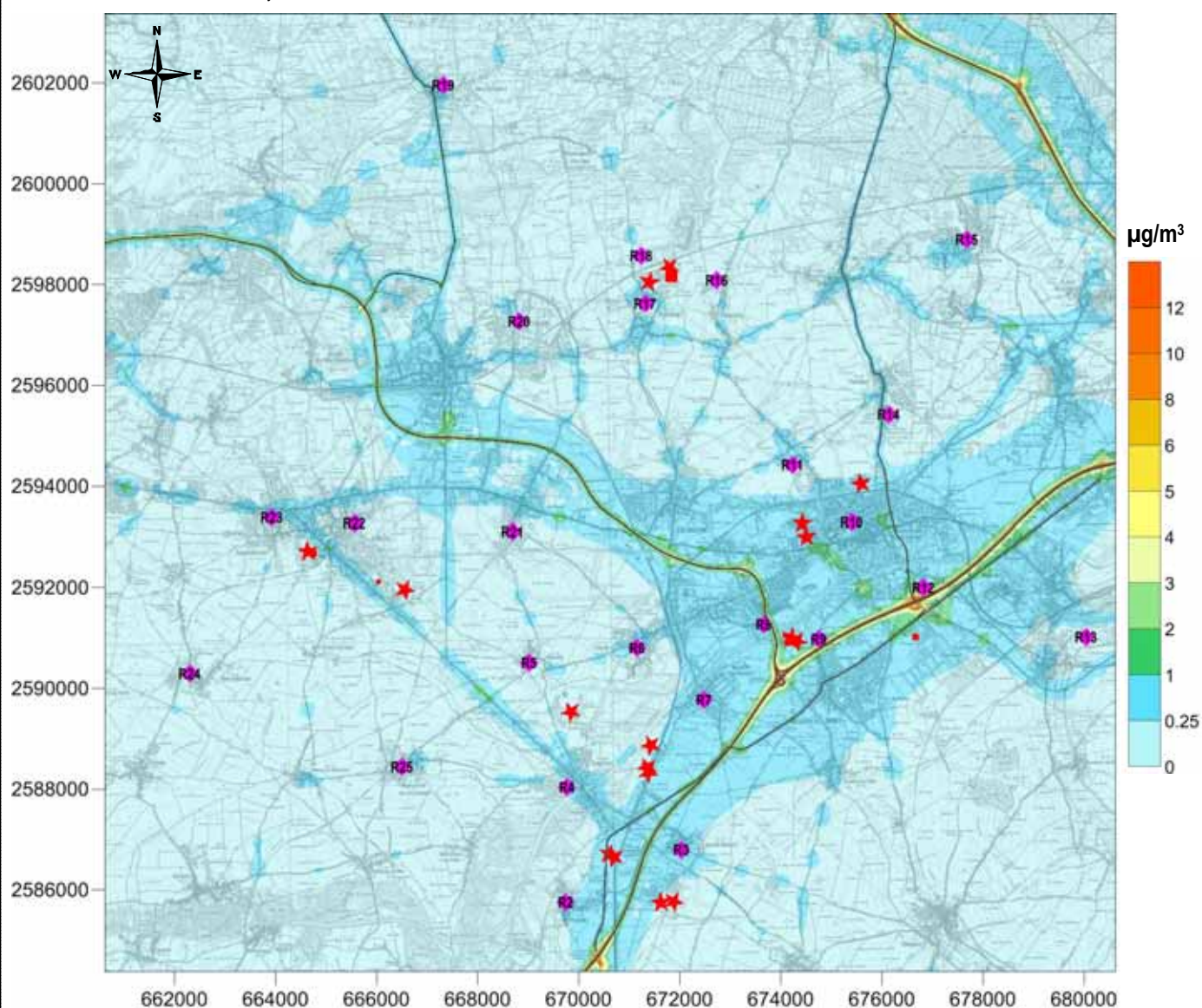
★ : Sources industrielles canalisées

■ : Source industrielles diffuses

— : Principaux axes routiers

Valeur maximale simulée sur le domaine
d'étude : $25.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Distances en mètres – Système de coordonnées Lambert II étendu



- Annexe 5 -

Résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique aux points récepteurs

Cette annexe contient 11 pages

Récepteur	Concentrations µg/m3						Contribution %					
	Toutes les sources	Industrie	Routes	NOx		Agricole	Résidentiel	Industrie	Routes	Transport non routier	Agricole	Résidentiel
R1	5,38E+00	1,83E-01	3,70E+00	4,07E-03	3,17E-01	1,17E+00	3,4	68,8	0,1	5,9	21,8	
R2	7,58E+00	2,46E-01	6,22E+00	1,13E-02	3,49E-01	7,55E-01	3,2	82,0	0,1	4,6	10,0	
R3	1,02E+01	4,67E-01	8,24E+00	6,67E-03	3,99E-01	1,04E+00	4,6	81,1	0,1	3,9	10,3	
R4	7,57E+00	3,03E-01	5,70E+00	6,80E-02	3,91E-01	1,11E+00	4,0	75,2	0,9	5,2	14,7	
R5	6,20E+00	3,15E-01	4,70E+00	9,00E-03	4,29E-01	7,39E-01	5,1	75,9	0,1	6,9	11,9	
R6	8,73E+00	5,15E-01	6,12E+00	1,44E-02	3,53E-01	1,73E+00	5,9	70,1	0,2	4,0	19,8	
R7	1,18E+01	3,97E-01	9,38E+00	2,52E-02	3,66E-01	1,67E+00	3,4	79,2	0,2	3,1	14,1	
R8	3,10E+01	3,86E-01	2,71E+01	6,52E-02	3,80E-01	3,01E+00	1,2	87,6	0,2	1,2	9,7	
R9	5,47E+01	4,61E-01	5,18E+01	1,48E-02	4,35E-01	2,07E+00	0,8	94,6	0,0	0,8	3,8	
R10	1,89E+01	4,86E-01	1,37E+01	1,74E-02	2,65E-01	4,47E+00	2,6	72,3	0,1	1,4	23,6	
R11	1,01E+01	4,08E-01	6,83E+00	1,09E-02	2,30E-01	2,68E+00	4,0	67,4	0,1	2,3	26,2	
R12	6,40E+01	2,83E-01	6,09E+01	1,57E-02	4,92E-01	2,33E+00	0,4	95,1	0,0	0,8	3,6	
R13	7,72E+00	1,73E-01	5,96E+00	3,04E-02	4,81E-01	1,07E+00	2,2	77,2	0,4	6,2	13,9	
R14	9,45E+00	3,89E-01	7,10E+00	1,15E-02	3,40E-01	1,61E+00	4,1	75,2	0,1	3,6	17,0	
R15	8,33E+00	2,88E-01	6,28E+00	1,53E-02	4,33E-01	1,31E+00	3,5	75,4	0,2	5,2	15,8	
R16	6,98E+00	4,82E-01	5,11E+00	1,60E-02	4,49E-01	9,24E-01	6,9	73,2	0,2	6,4	13,2	
R17	7,35E+00	2,36E-01	5,25E+00	1,66E-02	3,03E-01	1,54E+00	3,2	71,5	0,2	4,1	21,0	
R18	6,15E+00	2,39E-01	4,35E+00	2,93E-02	3,00E-01	1,23E+00	3,9	70,8	0,5	4,9	20,0	
R19	7,82E+00	2,44E-01	5,63E+00	5,82E-03	2,48E-01	1,69E+00	3,1	72,0	0,1	3,2	21,6	
R20	7,98E+00	3,78E-01	5,19E+00	2,05E-02	2,03E-01	2,18E+00	4,7	65,1	0,3	2,5	27,4	
R21	9,15E+00	4,76E-01	6,56E+00	8,11E-03	3,20E-01	1,79E+00	5,2	71,7	0,1	3,5	19,5	
R22	8,35E+00	2,96E-01	4,89E+00	6,95E-03	2,67E-01	2,89E+00	3,5	58,5	0,1	3,2	34,6	
R23	8,51E+00	1,87E-01	5,62E+00	6,26E-03	2,59E-01	2,44E+00	2,2	66,0	0,1	3,0	28,6	
R24	3,41E+00	1,69E-01	1,98E+00	5,03E-03	3,14E-01	9,34E-01	5,0	58,2	0,1	9,2	27,4	
R25	5,95E+00	2,28E-01	3,78E+00	7,82E-03	3,36E-01	1,59E+00	3,8	63,6	0,1	5,6	26,8	

Récepteur	Concentrations µg/m3						Contribution %				
	Toutes les sources	Industrie	Routes	Transport non routier	Agricole	Résidentiel	Industrie	Routes	Transport non routier	Agricole	Résidentiel
	SO2						SO2				
R1	8,32E-01	2,65E-01	1,27E-01	1,21E-06	2,48E-02	4,14E-01	31,9	15,3	0,0	3,0	49,8
R2	9,46E-01	3,68E-01	2,18E-01	2,47E-06	2,80E-02	3,32E-01	38,9	23,0	0,0	3,0	35,1
R3	1,21E+00	3,58E-01	2,76E-01	1,74E-06	3,31E-02	5,43E-01	29,6	22,8	0,0	2,7	44,9
R4	1,16E+00	4,54E-01	2,00E-01	1,20E-05	3,07E-02	4,76E-01	39,1	17,3	0,0	2,6	41,0
R5	1,00E+00	5,19E-01	1,66E-01	2,42E-06	3,81E-02	2,79E-01	51,8	16,6	0,0	3,8	27,8
R6	1,63E+00	8,51E-01	2,13E-01	3,41E-06	2,73E-02	5,35E-01	52,3	13,1	0,0	1,7	32,9
R7	1,47E+00	5,52E-01	3,16E-01	5,00E-06	2,82E-02	5,73E-01	37,6	21,5	0,0	1,9	39,0
R8	2,88E+00	5,80E-01	9,07E-01	1,17E-05	2,79E-02	1,37E+00	20,1	31,4	0,0	1,0	47,5
R9	3,17E+00	4,74E-01	1,70E+00	3,28E-06	3,11E-02	9,70E-01	14,9	53,5	0,0	1,0	30,6
R10	3,26E+00	4,99E-01	4,92E-01	3,85E-06	1,82E-02	2,25E+00	15,3	15,1	0,0	0,6	69,0
R11	2,15E+00	6,00E-01	2,34E-01	2,98E-06	1,56E-02	1,30E+00	27,9	10,9	0,0	0,7	60,4
R12	3,59E+00	3,91E-01	2,05E+00	3,41E-06	3,47E-02	1,11E+00	10,9	57,2	0,0	1,0	31,0
R13	1,07E+00	2,77E-01	2,02E-01	5,69E-06	3,02E-02	5,56E-01	26,0	18,9	0,0	2,8	52,2
R14	1,31E+00	5,09E-01	2,45E-01	3,06E-06	2,07E-02	5,36E-01	38,8	18,7	0,0	1,6	40,9
R15	1,18E+00	5,15E-01	2,13E-01	5,82E-06	1,60E-02	4,33E-01	43,7	18,1	0,0	1,4	36,8
R16	1,43E+00	9,09E-01	1,78E-01	6,84E-06	3,00E-02	3,12E-01	63,6	12,5	0,0	2,1	21,8
R17	1,07E+00	3,42E-01	1,84E-01	7,32E-06	2,23E-02	5,22E-01	32,0	17,2	0,0	2,1	48,8
R18	9,59E-01	3,61E-01	1,50E-01	1,41E-05	2,21E-02	4,25E-01	37,7	15,7	0,0	2,3	44,3
R19	1,45E+00	4,31E-01	2,01E-01	2,10E-06	1,93E-02	8,00E-01	29,7	13,9	0,0	1,3	55,1
R20	1,53E+00	6,80E-01	1,82E-01	9,62E-06	1,61E-02	6,51E-01	44,5	11,9	0,0	1,1	42,6
R21	1,62E+00	8,27E-01	2,34E-01	2,73E-06	2,62E-02	5,35E-01	51,0	14,4	0,0	1,6	33,0
R22	1,72E+00	5,05E-01	1,77E-01	2,55E-06	3,19E-02	1,01E+00	29,4	10,3	0,0	1,9	58,5
R23	1,42E+00	3,27E-01	2,06E-01	2,34E-06	2,78E-02	8,55E-01	23,1	14,5	0,0	2,0	60,4
R24	7,59E-01	3,15E-01	6,94E-02	1,51E-06	4,87E-02	3,26E-01	41,5	9,1	0,0	6,4	42,9
R25	1,23E+00	4,02E-01	1,37E-01	2,00E-06	2,90E-02	6,58E-01	32,8	11,2	0,0	2,4	53,7

Récepteur	Concentrations µg/m3						Contribution %				
	Toutes les sources	Industrie	Routes	Transport non routier	Agricole	Résidentiel	Industrie	Routes	Transport non routier	Agricole	Résidentiel
HCL							HCL				
R1	1,04E-02	1,00E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,08E-04	96,1	0,0	0,0	0,0	3,9
R2	1,57E-02	1,54E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,34E-04	97,9	0,0	0,0	0,0	2,1
R3	1,60E-02	1,54E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,51E-04	96,6	0,0	0,0	0,0	3,4
R4	2,03E-02	1,98E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,79E-04	97,6	0,0	0,0	0,0	2,4
R5	2,08E-02	2,06E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,73E-04	98,7	0,0	0,0	0,0	1,3
R6	4,62E-02	4,57E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,23E-04	98,9	0,0	0,0	0,0	1,1
R7	2,75E-02	2,70E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,64E-04	98,0	0,0	0,0	0,0	2,0
R8	2,85E-02	2,71E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,37E-03	95,2	0,0	0,0	0,0	4,8
R9	2,72E-02	2,62E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,84E-04	96,4	0,0	0,0	0,0	3,6
R10	2,50E-02	2,27E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,30E-03	90,8	0,0	0,0	0,0	9,2
R11	2,72E-02	2,59E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,32E-03	95,1	0,0	0,0	0,0	4,9
R12	1,80E-02	1,69E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,13E-03	93,7	0,0	0,0	0,0	6,3
R13	1,10E-02	1,04E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,66E-04	94,9	0,0	0,0	0,0	5,1
R14	1,98E-02	1,93E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,27E-04	97,3	0,0	0,0	0,0	2,7
R15	1,68E-02	1,63E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,31E-04	97,4	0,0	0,0	0,0	2,6
R16	2,56E-02	2,53E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,09E-04	98,8	0,0	0,0	0,0	1,2
R17	2,04E-02	1,99E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,15E-04	97,5	0,0	0,0	0,0	2,5
R18	1,92E-02	1,88E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,21E-04	97,8	0,0	0,0	0,0	2,2
R19	1,67E-02	1,59E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,03E-04	95,2	0,0	0,0	0,0	4,8
R20	2,45E-02	2,39E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,35E-04	97,4	0,0	0,0	0,0	2,6
R21	3,37E-02	3,32E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,05E-04	98,5	0,0	0,0	0,0	1,5
R22	1,31E-02	1,21E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,90E-04	92,4	0,0	0,0	0,0	7,6
R23	8,37E-03	7,53E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,37E-04	90,0	0,0	0,0	0,0	10,0
R24	7,75E-03	7,43E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,20E-04	95,9	0,0	0,0	0,0	4,1
R25	1,51E-02	1,45E-02	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,53E-04	95,7	0,0	0,0	0,0	4,3

Récepteur	Concentrations µg/m3						Contribution %				
	Toutes les sources	Industrie	Routes	Transport non routier	Agricole	Résidentiel	Industrie	Routes	Transport non routier	Agricole	Résidentiel
	Benzène						Benzène				
Point											
R1	1,54E-01	1,08E-02	7,67E-03	2,68E-05	1,60E-02	1,19E-01	7,0	5,0	0,0	10,4	77,6
R2	1,09E-01	6,99E-03	1,36E-02	8,41E-05	1,78E-02	7,02E-02	6,4	12,5	0,1	16,4	64,6
R3	1,20E-01	1,12E-02	1,46E-02	4,56E-05	2,11E-02	7,29E-02	9,3	12,2	0,0	17,6	60,8
R4	1,33E-01	7,17E-03	1,33E-02	4,86E-04	2,02E-02	9,19E-02	5,4	10,0	0,4	15,2	69,0
R5	1,15E-01	5,96E-03	1,09E-02	6,11E-05	2,24E-02	7,61E-02	5,2	9,4	0,1	19,5	65,9
R6	2,41E-01	8,83E-03	1,32E-02	9,98E-05	1,93E-02	2,00E-01	3,7	5,5	0,0	8,0	82,8
R7	2,28E-01	1,28E-02	1,77E-02	1,78E-04	2,03E-02	1,77E-01	5,6	7,7	0,1	8,9	77,6
R8	3,66E-01	1,88E-02	4,46E-02	4,65E-04	2,22E-02	2,80E-01	5,1	12,2	0,1	6,1	76,5
R9	2,98E-01	3,35E-02	8,70E-02	1,03E-04	2,47E-02	1,53E-01	11,2	29,2	0,0	8,3	51,3
R10	4,03E-01	6,25E-02	3,31E-02	1,21E-04	1,32E-02	2,94E-01	15,5	8,2	0,0	3,3	73,0
R11	2,40E-01	2,97E-02	1,40E-02	7,37E-05	1,07E-02	1,86E-01	12,4	5,8	0,0	4,5	77,3
R12	5,60E-01	2,49E-01	1,18E-01	1,10E-04	2,48E-02	1,67E-01	44,6	21,2	0,0	4,4	29,8
R13	1,42E-01	2,45E-02	1,21E-02	2,00E-04	2,00E-02	8,54E-02	17,2	8,5	0,1	14,0	60,1
R14	2,45E-01	3,04E-02	1,51E-02	7,72E-05	1,51E-02	1,84E-01	12,4	6,2	0,0	6,1	75,3
R15	1,45E-01	1,21E-02	1,26E-02	9,50E-05	9,64E-03	1,11E-01	8,3	8,7	0,1	6,6	76,3
R16	1,44E-01	1,48E-02	1,13E-02	9,77E-05	1,88E-02	9,91E-02	10,3	7,8	0,1	13,0	68,8
R17	2,18E-01	1,19E-02	1,18E-02	1,01E-04	1,38E-02	1,81E-01	5,5	5,4	0,0	6,3	82,7
R18	1,76E-01	1,15E-02	9,25E-03	1,72E-04	1,36E-02	1,42E-01	6,5	5,3	0,1	7,7	80,4
R19	2,08E-01	6,58E-03	1,44E-02	3,71E-05	1,12E-02	1,75E-01	3,2	6,9	0,0	5,4	84,5
R20	2,52E-01	7,53E-03	1,13E-02	1,22E-04	1,02E-02	2,22E-01	3,0	4,5	0,0	4,0	88,4
R21	2,83E-01	6,76E-03	1,59E-02	5,27E-05	1,76E-02	2,43E-01	2,4	5,6	0,0	6,2	85,7
R22	3,21E-01	4,54E-03	1,23E-02	4,42E-05	1,62E-02	2,88E-01	1,4	3,8	0,0	5,0	89,7
R23	3,02E-01	3,88E-03	1,54E-02	3,96E-05	1,62E-02	2,67E-01	1,3	5,1	0,0	5,4	88,2
R24	1,55E-01	2,99E-03	4,38E-03	3,31E-05	2,01E-02	1,27E-01	1,9	2,8	0,0	13,0	82,2
R25	1,84E-01	4,31E-03	9,45E-03	5,31E-05	1,82E-02	1,52E-01	2,3	5,1	0,0	9,9	82,6

Récepteur	Concentrations µg/m3						Contribution %				
	Toutes les sources	Industrie	Routes	Transport non routier	Agricole	Résidentiel	Industrie	Routes	Transport non routier	Agricole	Résidentiel
	COVNM						COVNM				
Point											
R1	5,55E+00	0,00E+00	3,97E-01	5,57E-04	5,23E-01	4,63E+00	0,0	7,2	0,0	9,4	83,4
R2	4,21E+00	0,00E+00	6,93E-01	1,75E-03	7,41E-01	2,77E+00	0,0	16,5	0,0	17,6	65,9
R3	4,52E+00	0,00E+00	7,87E-01	9,46E-04	6,76E-01	3,05E+00	0,0	17,4	0,0	15,0	67,6
R4	5,39E+00	0,00E+00	6,40E-01	1,01E-02	1,06E+00	3,67E+00	0,0	11,9	0,2	19,8	68,2
R5	4,19E+00	0,00E+00	5,13E-01	1,27E-03	7,55E-01	2,92E+00	0,0	12,2	0,0	18,0	69,7
R6	9,03E+00	0,00E+00	6,49E-01	2,07E-03	8,16E-01	7,57E+00	0,0	7,2	0,0	9,0	83,8
R7	8,44E+00	0,00E+00	9,66E-01	3,70E-03	8,05E-01	6,66E+00	0,0	11,5	0,0	9,5	79,0
R8	1,46E+01	0,00E+00	2,67E+00	9,67E-03	9,09E-01	1,11E+01	0,0	18,3	0,1	6,2	75,5
R9	1,35E+01	0,00E+00	5,59E+00	2,14E-03	1,02E+00	6,86E+00	0,0	41,5	0,0	7,6	50,9
R10	1,52E+01	0,00E+00	1,58E+00	2,52E-03	6,84E-01	1,29E+01	0,0	10,4	0,0	4,5	85,1
R11	9,40E+00	0,00E+00	7,47E-01	1,53E-03	6,38E-01	8,02E+00	0,0	7,9	0,0	6,8	85,3
R12	1,54E+01	0,00E+00	7,27E+00	2,28E-03	9,92E-01	7,16E+00	0,0	47,1	0,0	6,4	46,4
R13	5,34E+00	0,00E+00	6,64E-01	4,15E-03	1,04E+00	3,63E+00	0,0	12,4	0,1	19,5	68,0
R14	8,64E+00	0,00E+00	7,97E-01	1,60E-03	8,67E-01	6,97E+00	0,0	9,2	0,0	10,0	80,7
R15	6,58E+00	0,00E+00	6,92E-01	1,97E-03	1,35E+00	4,54E+00	0,0	10,5	0,0	20,5	68,9
R16	6,34E+00	0,00E+00	5,61E-01	2,02E-03	1,84E+00	3,94E+00	0,0	8,9	0,0	29,0	62,1
R17	8,89E+00	0,00E+00	5,76E-01	2,08E-03	9,01E-01	7,41E+00	0,0	6,5	0,0	10,1	83,4
R18	7,21E+00	0,00E+00	4,71E-01	3,56E-03	9,45E-01	5,79E+00	0,0	6,5	0,0	13,1	80,3
R19	1,18E+01	0,00E+00	6,44E-01	7,69E-04	1,63E+00	9,48E+00	0,0	5,5	0,0	13,9	80,6
R20	9,93E+00	0,00E+00	5,51E-01	2,52E-03	6,50E-01	8,73E+00	0,0	5,5	0,0	6,5	87,9
R21	1,02E+01	0,00E+00	7,18E-01	1,09E-03	7,33E-01	8,71E+00	0,0	7,1	0,0	7,2	85,7
R22	1,24E+01	0,00E+00	5,45E-01	9,16E-04	7,34E-01	1,11E+01	0,0	4,4	0,0	5,9	89,7
R23	1,14E+01	0,00E+00	6,57E-01	8,20E-04	6,87E-01	1,00E+01	0,0	5,8	0,0	6,1	88,2
R24	5,49E+00	0,00E+00	2,14E-01	6,86E-04	5,77E-01	4,70E+00	0,0	3,9	0,0	10,5	85,6
R25	6,84E+00	0,00E+00	4,19E-01	1,10E-03	5,96E-01	5,82E+00	0,0	6,1	0,0	8,7	85,1

Récepteur	Concentrations µg/m³							
	Industrie							
	HF	Xylènes	Acétylaldéhyde	Formaldéhyde	1,3-butadiène	Naphtalène	Diisocyanate de diphenylméthane	Ethylbenzène
R1	2,74E-03	8,73E-02	1,18E-05	2,75E-04	6,67E-05	4,10E-03	3,03E-03	1,68E-02
R2	3,79E-03	7,39E-02	2,06E-05	2,73E-04	4,32E-05	3,47E-03	1,65E-02	1,42E-02
R3	3,70E-03	7,75E-01	2,07E-05	1,70E-03	6,93E-05	3,64E-02	1,45E-02	1,49E-01
R4	4,70E-03	1,20E-01	2,82E-05	3,89E-04	4,43E-05	5,66E-03	1,61E-02	2,32E-02
R5	5,21E-03	1,14E-01	2,35E-05	3,75E-04	3,67E-05	5,34E-03	5,24E-03	2,19E-02
R6	9,04E-03	1,44E-01	6,98E-05	4,61E-04	5,41E-05	6,77E-03	4,32E-03	2,78E-02
R7	5,77E-03	1,81E-01	5,01E-05	5,68E-04	7,93E-05	8,52E-03	4,64E-03	3,49E-02
R8	6,10E-03	1,27E-01	3,68E-05	4,62E-04	1,16E-04	5,98E-03	2,51E-03	2,45E-02
R9	5,09E-03	1,13E-01	2,66E-05	7,00E-04	2,08E-04	5,29E-03	2,14E-03	2,17E-02
R10	5,27E-03	8,25E-02	2,51E-05	4,25E-04	3,88E-04	3,86E-03	1,46E-03	1,58E-02
R11	6,30E-03	8,02E-02	2,89E-05	4,13E-04	1,83E-04	3,76E-03	1,49E-03	1,54E-02
R12	4,08E-03	7,73E-02	1,93E-05	3,42E-04	1,55E-03	3,56E-03	1,36E-03	1,46E-02
R13	2,85E-03	5,08E-02	1,17E-05	2,12E-04	1,52E-04	2,38E-03	8,50E-04	9,75E-03
R14	5,29E-03	6,43E-02	2,09E-05	3,50E-04	1,88E-04	3,01E-03	1,10E-03	1,23E-02
R15	5,35E-03	4,59E-02	1,66E-05	3,03E-04	7,47E-05	2,15E-03	7,69E-04	8,83E-03
R16	9,47E-03	5,29E-02	2,38E-05	4,86E-04	9,15E-05	2,48E-03	1,13E-03	1,02E-02
R17	3,15E-03	5,64E-02	2,52E-05	1,77E-04	7,39E-05	2,65E-03	1,28E-03	1,08E-02
R18	3,37E-03	5,18E-02	2,29E-05	1,86E-04	7,13E-05	2,43E-03	1,17E-03	9,96E-03
R19	4,20E-03	4,12E-02	1,76E-05	2,12E-04	4,07E-05	1,94E-03	1,05E-03	7,94E-03
R20	6,57E-03	6,04E-02	2,64E-05	3,19E-04	4,65E-05	2,83E-03	1,58E-03	1,16E-02
R21	7,73E-03	9,03E-02	3,83E-05	3,65E-04	4,15E-05	4,24E-03	2,90E-03	1,74E-02
R22	4,52E-03	3,83E-02	9,31E-06	2,46E-04	2,81E-05	1,80E-03	2,68E-03	7,35E-03
R23	3,36E-03	2,43E-02	6,23E-06	1,86E-04	2,40E-05	1,14E-03	1,91E-03	4,67E-03
R24	3,07E-03	1,73E-02	6,02E-06	1,56E-04	1,85E-05	8,10E-04	1,09E-03	3,32E-03
R25	3,98E-03	2,79E-02	1,56E-05	1,81E-04	2,66E-05	1,31E-03	2,23E-03	5,38E-03

Récepteur	Toutes les sources			Industrie			Routes			Transport non routier			Agricole			Résidentiel							
	PM10			PM10			PM10			PM10			PM10			PM10							
	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total					
	Conclug/m3 PM10(Toute s les sources)- 1hr	Totlug/m2/s PM10(Toute s les sources)- 1hr	Conclug/m3 PM10(indust ries)- 1hr	Totlug/m2/s PM10(indust ries)- 1hr	Conclug/m3 PM10(rout es)- 1hr	Totlug/m2/s PM10(rout es)- 1hr	Conclug/m3 PM10(non_r outier)- 1hr	Totlug/m2/s PM10(non_r outier)- 1hr	Conclug/m3 PM10(agricol e)- 1hr	Totlug/m2/s PM10(agricol e)- 1hr	Conclug/m3 PM10(reside ntiel)- 1hr	Totlug/m2/s PM10(reside ntiel)- 1hr	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	
	Contribution %																						
R1	9,82E-02	5,90E-03	1,23E-02	9,47E-04	1,03E-02	5,51E-04	1,27E-03	6,31E-05	7,43E-02	4,34E-03	0,00E+00	0,00E+00	12,5	16,1	10,5	9,3	1,3	1,1	1,1	75,7	73,5	0,0	0,0
R2	1,22E-01	7,61E-03	1,97E-02	1,69E-03	2,21E-02	1,31E-03	3,48E-03	1,92E-04	7,69E-02	4,42E-03	0,00E+00	0,00E+00	16,1	22,2	18,1	17,3	2,8	2,5	2,5	63,0	58,0	0,0	0,0
R3	1,71E-01	1,03E-02	2,30E-02	1,85E-03	3,16E-02	1,88E-03	3,50E-03	2,02E-04	1,12E-01	6,42E-03	0,00E+00	0,00E+00	13,5	17,9	18,5	18,2	2,1	2,0	2,0	66,0	62,0	0,0	0,0
R4	1,56E-01	1,00E-02	2,91E-02	2,85E-03	2,06E-02	1,11E-03	2,99E-03	1,62E-04	1,03E-01	5,90E-03	0,00E+00	0,00E+00	18,7	28,4	13,3	11,1	1,9	1,6	1,6	66,1	58,9	0,0	0,0
R5	1,62E-01	1,17E-02	3,00E-02	3,91E-03	1,81E-02	1,03E-03	2,48E-03	1,22E-04	1,12E-01	6,82E-03	0,00E+00	0,00E+00	18,5	33,5	11,2	8,8	1,5	1,0	1,0	68,8	56,7	0,0	0,0
R6	1,62E-01	1,42E-02	5,75E-02	8,13E-03	2,57E-02	1,44E-03	5,88E-03	3,34E-04	7,30E-02	4,30E-03	0,00E+00	0,00E+00	35,5	57,2	15,9	10,1	3,6	2,4	2,4	45,0	30,3	0,0	0,0
R7	1,87E-01	1,33E-02	4,12E-02	4,72E-03	3,35E-02	1,93E-03	6,33E-03	3,78E-04	1,06E-01	6,28E-03	0,00E+00	0,00E+00	22,1	35,5	17,9	14,5	3,4	2,8	2,8	56,6	47,2	0,0	0,0
R8	2,75E-01	1,81E-02	6,92E-02	5,78E-03	1,31E-01	7,56E-03	3,28E-03	1,79E-04	7,62E-02	4,80E-03	0,00E+00	0,00E+00	24,8	31,8	46,8	41,8	1,2	1,0	1,0	27,3	25,4	0,0	0,0
R9	4,34E-01	2,90E-02	8,51E-02	6,99E-03	2,61E-01	1,70E-02	2,46E-03	1,28E-04	8,53E-02	4,89E-03	0,00E+00	0,00E+00	19,6	24,1	60,2	58,6	0,6	0,4	0,4	19,7	16,9	0,0	0,0
R10	1,57E-01	1,08E-02	4,48E-02	4,09E-03	7,75E-02	4,59E-03	5,53E-03	2,95E-04	2,87E-02	1,81E-03	0,00E+00	0,00E+00	28,6	37,9	49,5	42,5	3,5	2,7	2,7	18,3	16,8	0,0	0,0
R11	9,84E-02	7,34E-03	5,78E-02	4,52E-03	2,02E-02	1,21E-03	6,25E-03	3,86E-04	2,02E-02	1,22E-03	0,00E+00	0,00E+00	52,6	61,6	20,5	16,5	6,3	5,3	5,3	20,5	16,7	0,0	0,0
R12	4,39E-01	2,94E-02	2,46E-02	2,28E-03	3,03E-01	2,05E-02	3,54E-03	1,83E-04	1,08E-01	6,43E-03	0,00E+00	0,00E+00	5,6	7,7	69,1	69,8	0,8	0,6	0,6	24,5	21,9	0,0	0,0
R13	1,58E-01	9,22E-03	1,25E-02	1,10E-03	1,84E-02	9,92E-04	4,13E-03	2,17E-04	1,23E-01	6,91E-03	0,00E+00	0,00E+00	7,9	12,0	11,7	10,8	2,6	2,4	2,4	77,8	74,9	0,0	0,0
R14	1,24E-01	8,30E-03	3,12E-02	2,83E-03	2,32E-02	1,43E-03	4,07E-03	2,37E-04	6,55E-02	3,79E-03	0,00E+00	0,00E+00	25,2	34,2	18,7	17,3	3,3	2,9	2,9	52,8	45,7	0,0	0,0
R15	7,72E-02	5,64E-03	2,29E-02	2,42E-03	1,85E-02	1,12E-03	1,07E-02	5,97E-04	2,52E-02	1,51E-03	0,00E+00	0,00E+00	29,6	42,9	23,9	19,8	13,8	10,6	10,6	32,7	26,7	0,0	0,0
R16	3,56E-01	2,52E-02	2,49E-01	1,89E-02	1,98E-02	1,17E-03	1,43E-02	8,17E-04	7,33E-02	4,26E-03	0,00E+00	0,00E+00	69,9	75,2	5,6	4,6	4,0	3,2	3,2	20,6	16,9	0,0	0,0
R17	4,26E-01	2,77E-02	3,53E-01	2,34E-02	1,87E-02	1,13E-03	1,57E-02	9,09E-04	3,87E-02	2,22E-03	0,00E+00	0,00E+00	82,8	84,6	4,4	4,1	3,7	3,3	3,3	9,1	8,0	0,0	0,0
R18	3,67E-01	2,22E-02	2,83E-01	1,69E-02	1,19E-02	7,08E-04	4,02E-02	2,76E-03	3,16E-02	1,80E-03	0,00E+00	0,00E+00	77,2	76,2	3,2	3,2	11,0	12,4	12,4	8,6	8,1	0,0	0,0
R19	7,33E-02	5,16E-03	1,97E-02	1,79E-03	2,50E-02	1,71E-03	2,24E-03	1,26E-04	2,64E-02	1,54E-03	0,00E+00	0,00E+00	26,9	34,6	34,1	33,1	3,1	2,4	2,4	36,0	29,8	0,0	0,0
R20	9,57E-02	7,32E-03	3,87E-02	3,77E-03	1,80E-02	1,11E-03	2,28E-02	1,52E-03	1,63E-02	9,14E-04	0,00E+00	0,00E+00	40,4	51,5	18,8	15,2	23,7	20,8	20,8	17,1	12,5	0,0	0,0
R21	1,30E-01	1,01E-02	3,98E-02	4,80E-03	3,46E-02	1,95E-03	3,37E-03	1,65E-04	5,28E-02	3,17E-03	0,00E+00	0,00E+00	30,5	47,5	26,6	19,4	2,6	1,6	1,6	40,3	31,5	0,0	0,0
R22	8,73E-02	5,78E-03	1,90E-02	1,83E-03	2,48E-02	1,44E-03	3,34E-03	1,70E-04	4,04E-02	2,34E-03	0,00E+00	0,00E+00	21,8	31,7	28,2	24,9	3,8	2,9	2,9	46,3	40,5	0,0	0,0
R23	1,00E-01	6,13E-03	1,25E-02	1,11E-03	3,55E-02	1,95E-03	3,10E-03	1,61E-04	4,93E-02	2,91E-03	0,00E+00	0,00E+00	12,4	18,2	35,4	31,7	3,1	2,6	2,6	49,1	47,5	0,0	0,0
R24	1,14E-01	7,03E-03	9,82E-03	8,84E-04	4,51E-03	2,43E-04	1,45E-03	7,58E-05	9,81E-02	5,83E-03	0,00E+00	0,00E+00	8,6	12,6	4,0	3,5	1,3	1,2	1,1	86,1	82,9	0,0	0,0
R25	1,22E-01	7,86E-03	1,85E-02	1,78E-03	1,95E-02	1,15E-03	1,54E-03	7,42E-05	8,27E-02	4,87E-03	0,00E+00	0,00E+00	15,2	22,4	16,0	14,6	1,3	0,9	0,9	67,6	62,0	0,0	0,0

Récepteur	Toutes les sources		Industrie		Routes		Transport non routier		Agricole		Résidentiel		Industrie		Routes		Transport non routier		Agricole		Résidentiel	
	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	PM2.5		Transport non routier		Agricole		Résidentiel		Industrie		Routes		Transport non routier		Agricole		Résidentiel	
					Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total
PM2.5 (Toutes les sources)	Conc (m3/s)	Tot (m2/s)	Conc (m3/s)	Tot (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)
PM2.5 (Indus-tries)	Conc (m3/s)	Tot (m2/s)	Conc (m3/s)	Tot (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)
PM2.5 (Routes)	Conc (m3/s)	Tot (m2/s)	Conc (m3/s)	Tot (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)
PM2.5 (Transp.)	Conc (m3/s)	Tot (m2/s)	Conc (m3/s)	Tot (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)
PM2.5 (Agric.)	Conc (m3/s)	Tot (m2/s)	Conc (m3/s)	Tot (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)
PM2.5 (Résid.)	Conc (m3/s)	Tot (m2/s)	Conc (m3/s)	Tot (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)	Conc (m3/s)	Dépôt (m2/s)
R1	1.23E+00	1.27E-02	2.41E-02	3.34E-04	4.51E-02	4.50E-04	0.00E+00	0.00E+00	1.03E-03	1.08E+00	1.09E-02	2.6	3.5	0.0	0.0	8.2	8.1	86.3	85.8			
R2	7.97E-01	8.12E-03	3.45E-02	4.70E-04	8.75E-02	9.13E-04	0.00E+00	0.00E+00	1.09E-03	5.66E-01	1.09E-03	5.8	11.2	0.0	0.0	13.7	13.5	71.0	69.5			
R3	8.88E-01	9.07E-03	3.87E-02	5.70E-04	1.19E-01	1.25E-03	0.00E+00	0.00E+00	1.41E-01	5.87E-01	1.42E-03	4.4	6.3	0.0	0.0	15.9	15.6	66.3	64.3			
R4	1.03E+00	1.06E-02	4.86E-02	7.73E-04	8.08E-02	8.11E-04	0.00E+00	0.00E+00	1.31E-01	7.61E-01	1.32E-03	4.5	7.7	0.0	0.0	12.7	12.6	74.9	72.3			
R5	8.50E-01	9.12E-03	5.22E-02	1.22E-03	7.04E-02	7.92E-04	0.00E+00	0.00E+00	1.43E-01	5.84E-01	1.48E-03	6.1	13.4	8.0	0.0	16.9	16.2	68.7	62.4			
R6	2.15E+00	2.29E-02	9.04E-02	2.24E-03	9.24E-02	9.52E-04	0.00E+00	0.00E+00	1.08E-01	1.10E-03	1.83E+00	4.3	9.8	4.4	0.0	5.1	4.8	86.3	81.3			
R7	1.95E+00	2.04E-02	6.82E-02	1.33E-03	1.30E-01	1.35E-03	0.00E+00	0.00E+00	1.41E-01	1.46E-03	1.63E-02	3.5	6.5	6.7	0.0	7.3	7.1	82.6	79.8			
R8	3.31E+00	3.44E-02	1.10E-01	1.68E-03	4.03E-01	4.15E-03	0.00E+00	0.00E+00	1.10E-01	1.15E-03	2.69E+00	3.3	4.9	12.2	0.0	3.3	3.3	81.2	79.7			
R9	2.38E+00	2.49E-02	1.31E-01	1.85E-03	7.45E-01	8.19E-03	0.00E+00	0.00E+00	1.16E-01	1.17E-03	1.36E+00	5.6	7.4	0.0	0.0	4.9	4.7	57.9	54.9			
R10	3.25E+00	3.43E-02	8.24E-02	1.28E-03	2.19E-02	2.38E-03	0.00E+00	0.00E+00	5.74E-02	6.04E-04	2.89E+00	2.5	3.7	6.7	0.0	1.8	1.8	89.0	87.6			
R11	1.98E+00	2.08E-02	9.84E-02	1.48E-03	8.83E-02	9.83E-04	0.00E+00	0.00E+00	4.51E-02	4.69E-04	1.73E+00	5.0	7.1	0.0	0.0	2.3	2.3	88.1	86.0			
R12	2.63E+00	2.78E-02	4.88E-02	7.69E-04	9.12E-01	1.09E-02	0.00E+00	0.00E+00	1.34E-01	1.39E-03	1.54E+00	2.8	5.0	36.8	0.0	5.1	5.0	58.4	55.5			
R13	9.62E-01	1.00E-02	2.69E-02	4.20E-04	7.27E-02	7.52E-04	0.00E+00	0.00E+00	1.29E-01	1.31E-03	7.34E-01	2.8	4.2	7.6	0.0	13.4	13.1	76.2	75.1			
R14	1.91E+00	2.03E-02	6.35E-02	1.04E-03	9.61E-02	1.07E-03	0.00E+00	0.00E+00	8.47E-02	8.67E-04	1.67E+00	3.3	5.1	5.0	0.0	4.4	4.3	87.2	85.4			
R15	1.17E+00	1.26E-02	4.92E-02	8.76E-04	8.00E-02	8.75E-04	0.00E+00	0.00E+00	4.40E-02	4.57E-04	9.94E-01	4.2	7.0	6.9	0.0	3.8	3.6	85.2	82.5			
R16	1.43E+00	1.67E-02	4.46E-01	6.30E-03	7.29E-02	7.99E-04	0.00E+00	0.00E+00	9.28E-02	9.50E-04	8.23E-01	31.1	37.7	5.1	4.8	0.0	6.5	5.7	57.4	51.8		
R17	2.43E+00	2.63E-02	6.34E-01	7.71E-03	7.54E-02	8.25E-04	0.00E+00	0.00E+00	6.02E-02	6.10E-04	1.66E+00	26.1	29.3	3.1	3.1	0.0	2.5	2.3	68.4	65.3		
R18	1.84E+00	2.15E-02	4.89E-01	7.22E-03	5.56E-02	6.12E-04	0.00E+00	0.00E+00	5.65E-02	5.66E-04	1.26E+00	25.0	33.5	3.0	2.8	0.0	3.1	2.6	68.9	61.0		
R19	1.83E+00	1.94E-02	4.48E-02	6.72E-04	9.01E-02	1.02E-03	0.00E+00	0.00E+00	4.50E-02	4.59E-04	1.65E+00	2.4	3.5	4.9	5.3	0.0	2.5	2.4	90.2	88.9		
R20	2.26E+00	2.39E-02	7.69E-02	1.23E-03	7.48E-02	8.25E-04	0.00E+00	0.00E+00	3.88E-02	3.91E-04	2.07E+00	3.4	5.2	3.3	3.4	0.0	1.7	1.6	91.6	89.8		
R21	2.57E+00	2.67E-02	7.46E-02	1.41E-03	1.12E-01	1.14E-03	0.00E+00	0.00E+00	8.45E-02	8.75E-04	2.30E+00	2.9	5.3	4.3	4.3	0.0	3.3	3.3	89.5	87.2		
R22	2.89E+00	3.01E-02	4.70E-02	6.24E-04	8.03E-02	8.44E-04	0.00E+00	0.00E+00	7.00E-02	7.10E-04	2.70E+00	1.4	2.1	2.8	2.8	0.0	2.4	2.4	93.4	92.8		
R23	2.78E+00	2.82E-02	2.73E-02	4.01E-04	1.04E-01	1.04E-03	0.00E+00	0.00E+00	7.77E-02	7.96E-04	2.59E-02	1.0	1.4	3.8	3.7	0.0	2.8	2.8	92.4	92.1		
R24	1.13E+00	1.36E-02	2.14E-02	3.30E-04	2.36E-02	2.36E-04	0.00E+00	0.00E+00	1.33E-01	1.33E-03	1.15E+00	1.6	2.4	1.8	1.8	0.0	1.9	1.8	86.9	86.1		
R25	1.63E+00	1.70E-02	3.41E-02	5.08E-04	6.36E-02	6.60E-04	0.00E+00	0.00E+00	1.18E-01	1.20E-03	1.43E+00	2.1	3.0	3.9	3.9	0.0	7.1	7.1	86.9	86.0		

Récepteur	Toutes les sources			Industrie			Routes			PM1			Transport non routier			Agricole			Résidentiel			
	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total	Concentrati on moyenne	Dépôt total		
Conclug/m3 PM1Toutes les sources 1 hr	Totlug/m2/s PM1Toutes les sources 1 hr	PM1Industrie es 1 hr	PM1Industrie es 1 hr	Conclug/m3 PM1Toutes 1 hr	Conclug/m3 PM1Toutes 1 hr	PM1Industrie es 1 hr	PM1Industrie es 1 hr	Totlug/m2/s PM1Industrie es 1 hr	Conclug/m3 PM1Toutes 1 hr	Conclug/m3 PM1Industrie es 1 hr	Totlug/m2/s PM1Industrie es 1 hr	Conclug/m3 PM1Toutes 1 hr	Conclug/m3 PM1Industrie es 1 hr	Totlug/m2/s PM1Industrie es 1 hr	Conclug/m3 PM1Toutes 1 hr	Conclug/m3 PM1Industrie es 1 hr	Totlug/m2/s PM1Industrie es 1 hr	Conclug/m3 PM1Toutes 1 hr	Conclug/m3 PM1Industrie es 1 hr	Totlug/m2/s PM1Industrie es 1 hr		
R1	1,30E-01	4,34E-04	0,00E+00	0,00E+00	1,09E-01	3,68E-04	2,59E-04	3,03E-06	2,13E-02	6,35E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	83,4	84,7	0,2	0,7	14,6
R2	2,20E-01	7,13E-04	0,00E+00	0,00E+00	1,97E-01	6,37E-04	9,10E-04	8,79E-06	2,28E-02	6,79E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	89,2	89,2	0,4	1,2	9,5
R3	2,92E-01	9,47E-04	0,00E+00	0,00E+00	2,63E-01	8,57E-04	4,75E-04	5,34E-06	2,86E-02	8,46E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	90,0	90,5	0,2	0,6	8,9
R4	2,16E-01	7,16E-04	0,00E+00	0,00E+00	1,83E-01	5,98E-04	6,14E-03	4,00E-05	2,68E-02	7,98E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	84,7	83,3	2,9	5,6	11,1
R5	1,89E-01	6,31E-04	0,00E+00	0,00E+00	1,60E-01	5,38E-04	6,15E-04	5,94E-06	2,92E-02	8,72E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	84,3	85,2	0,3	0,9	13,8
R6	2,29E-01	7,62E-04	0,00E+00	0,00E+00	2,05E-01	6,84E-04	1,09E-03	9,67E-06	2,27E-02	6,83E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	89,6	89,8	0,5	1,3	9,0
R7	3,17E-01	1,09E-03	0,00E+00	0,00E+00	2,86E-01	9,44E-04	2,14E-03	1,79E-05	2,89E-02	8,65E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	90,2	90,0	0,7	1,7	8,2
R8	8,57E-01	2,68E-03	0,00E+00	0,00E+00	8,28E-01	2,58E-03	5,84E-03	3,83E-05	2,31E-02	6,95E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	96,6	96,0	0,7	1,4	2,6
R9	1,50E+00	4,75E-03	0,00E+00	0,00E+00	1,48E+00	4,67E-03	1,18E-03	1,15E-05	2,40E-02	7,13E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	98,3	96,3	0,1	0,2	1,5
R10	4,66E-01	1,57E-03	0,00E+00	0,00E+00	4,52E-01	1,52E-03	1,38E-03	1,18E-05	1,29E-02	3,96E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	96,9	96,7	0,3	0,8	2,5
R11	2,16E-01	7,80E-04	0,00E+00	0,00E+00	2,05E-01	7,40E-04	7,30E-04	6,91E-06	1,06E-02	3,28E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	94,8	94,9	0,3	0,9	4,2
R12	1,85E+00	5,87E-03	0,00E+00	0,00E+00	1,82E+00	5,78E-03	1,26E-03	1,20E-05	2,70E-02	8,02E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	98,5	98,4	0,1	0,2	1,4
R13	1,95E-01	7,04E-04	0,00E+00	0,00E+00	1,68E-01	6,08E-04	2,66E-03	2,18E-05	2,52E-02	7,43E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	85,8	86,4	1,4	3,1	12,9
R14	2,35E-01	8,38E-04	0,00E+00	0,00E+00	2,17E-01	7,78E-04	7,81E-04	7,44E-06	1,76E-02	5,27E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	92,2	92,8	0,3	0,9	6,3
R15	1,94E-01	6,85E-04	0,00E+00	0,00E+00	1,83E-01	6,49E-04	5,94E-04	5,67E-06	9,85E-03	3,03E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	94,6	94,7	0,3	0,8	5,1
R16	1,85E-01	6,55E-04	0,00E+00	0,00E+00	1,65E-01	5,94E-04	4,32E-04	3,92E-06	1,91E-02	5,73E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	89,4	90,7	0,2	0,6	10,3
R17	1,86E-01	6,59E-04	0,00E+00	0,00E+00	1,72E-01	6,19E-04	3,94E-04	3,58E-06	1,32E-02	4,00E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	92,7	93,4	0,2	0,5	6,1
R18	1,45E-01	5,29E-04	0,00E+00	0,00E+00	1,32E-01	4,88E-04	3,74E-04	3,36E-06	1,26E-02	3,81E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	91,0	92,2	0,3	0,6	7,2
R19	2,08E-01	7,11E-04	0,00E+00	0,00E+00	1,97E-01	6,78E-04	2,56E-04	2,13E-06	1,02E-02	3,11E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	95,0	95,3	0,1	0,3	4,4
R20	1,81E-01	6,49E-04	0,00E+00	0,00E+00	1,71E-01	6,17E-04	3,33E-04	3,00E-06	9,31E-03	2,89E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	94,7	95,1	0,2	0,5	4,5
R21	2,59E-01	8,40E-04	0,00E+00	0,00E+00	2,40E-01	7,81E-04	4,20E-04	4,09E-06	1,82E-02	5,55E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	92,8	92,9	0,2	0,5	6,6
R22	1,91E-01	6,33E-04	0,00E+00	0,00E+00	1,76E-01	5,89E-04	3,06E-04	2,92E-06	1,59E-02	4,70E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	91,8	92,1	0,2	0,5	7,4
R23	2,35E-01	7,37E-04	0,00E+00	0,00E+00	2,18E-01	6,83E-04	2,63E-04	2,50E-06	1,68E-02	5,10E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	92,8	92,7	0,1	0,3	6,9
R24	8,59E-02	2,85E-04	0,00E+00	0,00E+00	5,93E-02	2,04E-04	3,04E-04	2,88E-06	2,63E-02	7,93E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	69,0	71,5	0,4	1,0	30,6
R25	1,64E-01	5,31E-04	0,00E+00	0,00E+00	1,39E-01	4,53E-04	5,55E-04	5,40E-06	2,45E-02	7,33E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	84,7	85,2	0,3	1,0	13,8

Récepteur	Industrie									
	Dioxines / furanes		Arsenic		Cadmium		Chrome		Manganese	
	Concentration moyenne	Dépôt total 1hr	Concentration moyenne	Dépôt total 1hr	Concentration moyenne	Dépôt total 1hr	Concentration moyenne	Dépôt total 1hr	Concentration moyenne	Dépôt total 1hr
	Conclug/m3 Dioxines industries 1hr	Totlug/m2(s) Dioxines industries 1hr	Conclug/m3 Arsenic industries 1hr	Totlug/m2(s) Arsenic industries 1hr	Conclug/m3 Cadmium industries 1hr	Totlug/m2(s) Cadmium industries 1hr	Conclug/m3 Chromel industries 1hr	Totlug/m2(s) Chromel industries 1hr	Conclug/m3 Manganese industries 1hr	Totlug/m2(s) Manganese industries 1hr
R1	8,44E-13	1,12E-14	1,61E-06	2,02E-08	5,92E-07	7,15E-09	9,46E-06	1,25E-07	2,24E-05	2,66E-07
R2	1,22E-12	1,67E-14	2,18E-06	2,72E-08	8,23E-07	1,01E-08	1,60E-05	2,00E-07	2,78E-05	3,31E-07
R3	1,57E-12	2,17E-14	2,44E-06	3,15E-08	9,38E-07	1,21E-08	2,39E-05	2,85E-07	3,20E-05	3,81E-07
R4	1,53E-12	2,40E-14	2,83E-06	3,93E-08	1,09E-06	1,53E-08	2,02E-05	2,76E-07	3,58E-05	4,53E-07
R5	9,91E-13	2,02E-14	2,98E-06	4,86E-08	1,12E-06	1,96E-08	1,82E-05	3,18E-07	3,70E-05	4,98E-07
R6	1,71E-12	3,66E-14	4,42E-06	7,80E-08	1,83E-06	3,51E-08	3,03E-05	5,28E-07	5,64E-05	7,57E-07
R7	3,23E-12	5,79E-14	4,52E-06	6,80E-08	1,81E-06	2,79E-08	3,38E-05	5,48E-07	6,01E-05	7,51E-07
R8	3,17E-12	6,22E-14	6,47E-06	9,78E-08	2,63E-06	3,92E-08	2,07E-05	3,91E-07	9,88E-05	1,33E-06
R9	1,33E-11	3,71E-13	8,31E-06	1,68E-07	3,23E-06	6,40E-08	3,15E-05	7,44E-07	8,85E-05	1,29E-06
R10	5,08E-12	1,03E-13	1,30E-05	2,53E-07	5,47E-06	1,06E-07	1,89E-05	3,55E-07	2,20E-04	4,23E-06
R11	3,97E-12	7,75E-14	1,84E-05	3,43E-07	7,80E-06	1,46E-07	1,98E-05	3,79E-07	3,28E-04	6,08E-06
R12	3,24E-12	6,91E-14	4,74E-06	7,58E-08	1,87E-06	2,95E-08	1,41E-05	2,67E-07	6,97E-05	1,00E-06
R13	1,13E-12	2,08E-14	2,18E-06	3,40E-08	8,17E-07	1,22E-08	7,99E-06	1,48E-07	3,26E-05	4,81E-07
R14	2,74E-12	5,12E-14	7,54E-06	1,33E-07	3,01E-06	5,12E-08	1,63E-05	3,46E-07	1,25E-04	2,17E-06
R15	1,51E-12	2,80E-14	3,68E-06	6,85E-08	1,26E-06	2,16E-08	1,48E-05	3,23E-07	5,70E-05	1,04E-06
R16	2,25E-12	5,70E-14	6,73E-06	1,92E-07	2,16E-06	4,60E-08	2,95E-05	1,18E-06	1,06E-04	3,03E-06
R17	1,54E-12	4,05E-14	3,00E-06	1,14E-07	1,34E-06	3,01E-08	8,96E-06	7,04E-07	4,26E-05	1,70E-06
R18	1,43E-12	6,66E-14	3,04E-06	2,45E-07	1,29E-06	4,96E-08	9,71E-06	1,70E-06	4,42E-05	3,85E-06
R19	8,38E-13	1,38E-14	2,03E-06	3,27E-08	6,78E-07	1,01E-08	1,18E-05	2,23E-07	2,79E-05	4,36E-07
R20	1,09E-12	2,00E-14	3,06E-06	5,32E-08	9,73E-07	1,55E-08	2,03E-05	4,12E-07	4,08E-05	6,87E-07
R21	1,05E-12	2,01E-14	3,18E-06	5,15E-08	1,16E-06	1,94E-08	2,39E-05	4,90E-07	3,45E-05	4,90E-07
R22	6,01E-13	9,64E-15	5,88E-06	7,44E-08	2,54E-06	2,95E-08	1,68E-05	3,67E-07	2,79E-05	4,60E-07
R23	4,65E-13	7,07E-15	1,93E-06	2,76E-08	6,20E-07	7,62E-09	1,02E-05	1,76E-07	2,23E-05	3,54E-07
R24	4,14E-13	6,34E-15	1,47E-06	2,21E-08	4,48E-07	5,99E-09	9,21E-06	1,57E-07	1,91E-05	2,99E-07
R25	7,95E-13	1,14E-14	2,16E-06	2,87E-08	7,97E-07	1,04E-08	1,14E-05	1,67E-07	2,56E-05	3,41E-07

Récepteur	Industrie							
	Mercure		Nickel		Plomb		Hydrocarbures aromatiques C8-C16	
	Concentration moyenne	Dépôt total	Concentration moyenne	Dépôt total	Concentration moyenne	Dépôt total	Concentration moyenne	Dépôt total
	Conc[ug/m3] Mercure[industries]-1 hr	Tot[ug/m2/s] Mercure[industries]-1 hr	Conc[ug/m3] Nickel[industries]-1 hr	Tot[ug/m2/s] Nickel[industries]-1 hr	Conc[ug/m3] Plomb[industries]-1 hr	Tot[ug/m2/s] Plomb[industries]-1 hr	Conc[ug/m3] HA_C8-C16[industries]-1 hr	Tot[ug/m2/s] HA_C8-C16[industries]-1 hr
R1	1,96E-06	2,87E-08	1,93E-05	3,48E-07	4,13E-06	6,15E-08	6,48E-03	1,18E-04
R2	2,76E-06	3,91E-08	2,12E-05	3,28E-07	5,87E-06	8,34E-08	6,26E-03	9,30E-05
R3	3,08E-06	4,50E-08	1,33E-04	2,96E-06	6,02E-06	9,12E-08	5,80E-02	1,31E-03
R4	3,47E-06	5,52E-08	3,08E-05	5,67E-07	7,52E-06	1,22E-07	9,61E-03	1,67E-04
R5	3,25E-06	6,41E-08	2,97E-05	6,22E-07	8,39E-06	1,73E-07	9,14E-03	1,35E-04
R6	4,48E-06	9,51E-08	4,25E-05	9,82E-07	1,15E-05	2,57E-07	1,04E-02	1,82E-04
R7	5,50E-06	1,02E-07	4,20E-05	8,62E-07	1,01E-05	1,94E-07	1,30E-02	2,38E-04
R8	5,62E-06	1,15E-07	3,30E-05	6,80E-07	1,13E-05	2,26E-07	8,70E-03	1,49E-04
R9	1,69E-05	4,55E-07	3,45E-05	7,48E-07	1,82E-05	4,37E-07	7,66E-03	1,36E-04
R10	7,53E-06	1,51E-07	2,54E-05	4,92E-07	1,53E-05	3,02E-07	5,39E-03	9,10E-05
R11	6,69E-06	1,32E-07	2,69E-05	5,24E-07	1,86E-05	3,61E-07	5,22E-03	8,44E-05
R12	5,20E-06	1,08E-07	2,09E-05	4,05E-07	8,84E-06	1,68E-07	4,98E-03	8,56E-05
R13	2,40E-06	4,52E-08	1,31E-05	2,50E-07	4,86E-06	9,00E-08	3,18E-03	5,59E-05
R14	5,40E-06	1,13E-07	2,19E-05	4,50E-07	1,18E-05	2,46E-07	4,08E-03	6,70E-05
R15	4,36E-06	9,45E-08	1,86E-05	3,87E-07	9,52E-06	2,09E-07	2,81E-03	4,47E-05
R16	8,34E-06	3,32E-07	3,24E-05	1,14E-06	1,91E-05	7,59E-07	3,56E-03	5,74E-05
R17	2,19E-06	1,91E-07	1,54E-05	7,56E-07	4,85E-06	4,38E-07	3,92E-03	6,22E-05
R18	2,41E-06	4,74E-07	1,53E-05	1,58E-06	5,46E-06	1,09E-06	3,56E-03	5,62E-05
R19	2,79E-06	5,22E-08	1,55E-05	2,87E-07	6,61E-06	1,26E-07	2,88E-03	4,09E-05
R20	4,44E-06	9,09E-08	2,56E-05	5,10E-07	1,10E-05	2,26E-07	4,71E-03	6,82E-05
R21	4,03E-06	7,55E-08	3,31E-05	6,87E-07	1,12E-05	2,26E-07	7,92E-03	1,13E-04
R22	3,08E-06	5,67E-08	1,82E-05	3,67E-07	1,19E-05	2,01E-07	2,66E-02	3,09E-04
R23	2,41E-06	4,24E-08	1,13E-05	1,91E-07	6,13E-06	1,05E-07	1,05E-02	1,07E-04
R24	2,02E-06	3,53E-08	9,56E-06	1,60E-07	5,08E-06	8,79E-08	2,93E-03	3,13E-05
R25	2,49E-06	3,76E-08	1,39E-05	2,16E-07	6,24E-06	9,45E-08	3,67E-03	4,01E-05

- Annexe 6 -

Résultats des analyses de sol

Cette annexe contient 44 pages

Paramètre	Unité	Limite de quantification	valeur de référence	Z5-S-1,1-Hg	Z5-S-2,1-Hg	Z5-S-3,1-Hg	Z5-S-4,1-Hg	Z5-S-5,1-Hg	Z1-S-1,1-M	Z1-S-2,1-M	Z1-S-3,1-M	Z1-S-4,1-M	Z1-S-5,1-M
Matière sèche	%	0,01		83,40	84,90	75,10	81,20	80,50	72,80	79,70	67,80	84,50	79,50
TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms									2,32		13,20	
TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms		[3,5 – 13,7]							2,32		13,20	
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms									2,05		20	
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms									1,99		19,9	
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms		[3,2 - 20,8]							4,01		21,5	
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supé	ng/kg Ms									4,44		21,9	
Anthracène	ng/kg Ms	0,05	< 0,01										
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	0,05	< 0,11										
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	0,05	< 1,3										
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	0,05	< 0,22										
Benzo(g,h,i)peryène	mg/kg Ms	0,05	< 0,07										
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	0,05	< 0,25										
Chrysène	mg/kg Ms	0,05	< 0,25										
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	0,05	-										
Fluoranthène	mg/kg Ms	0,05	< 0,21										
Fluorène	mg/kg Ms	0,05	< 0,01										
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	0,05	< 0,1										
Naphtalène	mg/kg Ms	0,05	0,003										
Phénanthrène	mg/kg Ms	0,05	0,14										
Pyrène	mg/kg Ms	0,05	< 0,15										
Acénaphthylène	mg/kg Ms	0,05	0,005										
Acénaphhtène	mg/kg Ms	0,05	< 0,01										
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms		< 2,3										
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms												
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms												
Mercuré (Hg)	mg/kg Ms	0,05	0,149	0,09	0,12	0,15	0,27	0,13	0,11	0,13	0,11	0,06	0,6
Arsenic (As)	mg/kg Ms	1	19,6						8,5	8	7,5	2,5	15
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	0,1	0,87						1,1	0,4	0,68	0,15	1,6
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	0,2	84,3						41	34	32	16	30
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	0,2	28,4						29	21	31	13	29
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	0,5	38,4						25	21	20	8,9	19
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	0,5	56,5						52	62	120	19	170
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	1	107,5						110	110	380	53	360

Paramètre	Z1-P-5.1-M	Z1-S-6.1-M	Z1-P-6.1-M	Z1-P-6.3-M	Z1-S-7.1-M	Z1-P-7.1-M	Z1-S-8.1-M	Z1-P-8.1-M	Z2-S-1.1-M	Z2-P-1.1-M	Z2-S-2.1-M	Z2-P-2.1-M	Z2-S-3.1-M
Matière sèche	82,40	84,80	81,90	83,00	81,70	83,30	74,30	79,20	81,70	83,40	74,00	82,70	83,30
TE-PCB-WHO 1998	1,45	1,45			0,94		1,40						
TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	1,45	1,45			0,95		1,40						
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS		3,75			1,77		1,45						
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)		3,65			1,73		1,39						
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)		5,31			3,72		3,31						
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supé		5,7			4,18		3,74						
Anthracène									<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Benzo(a)anthracène									0,22	0,18	<0,050	<0,050	0,14
Benzo(a)pyrène									0,24	0,19	<0,050	<0,050	0,16
Benzo(b)fluoranthène									0,33	0,3	<0,050	<0,050	0,2
Benzo(g,h,i)peryène									0,14	0,11	<0,050	<0,050	0,081
Benzo(k)fluoranthène									0,14	0,11	<0,050	<0,050	0,087
Chrysène									0,27	0,25	0,066	<0,050	0,17
Dibenzo(a,h)anthracène									<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Fluoranthène									0,43	0,32	0,11	<0,050	0,3
Fluorène									<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Indéno(1,2,3-cd)pyrène									0,22	0,19	<0,050	<0,050	0,14
Naphtalène									<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Phénanthrène									<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,1
Pyrène									0,25	0,22	<0,050	<0,050	0,18
Acénaphthylène									0,28	0,22	0,078	<0,050	<0,050
Acénaphhtène									<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
HAP (EPA) - somme									<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
HAP (VROM) - somme									2,5	2,1	0,32	n.d.	1,6
HAP (6 Borneff) - somme									1,9	1,6	0,18	n.d.	1,2
Mercuré (Hg)	0,82	<0,05	<0,05	<0,05	0,08	0,07	0,08	0,08	0,11	0,11	<0,05	<0,05	0,06
Arsenic (As)	18	4,6	5,8	7,6	7,2	6,9	9,6	8	7,8	8,7	5,9	5,5	8,4
Cadmium (Cd)	1,8	0,14	0,17	0,32	0,46	0,42	0,23	0,31	0,35	0,4	0,57	0,19	0,35
Chrome (Cr)	34	33	39	35	29	31	39	35	37	42	29	30	34
Cuivre (Cu)	33	9,3	12	10	23	19	20	24	21	26	13	8,7	16
Nickel (Ni)	22	16	20	17	17	17	22	20	20	24	14	16	19
Plomb (Pb)	220	15	20	22	32	30	34	32	33	41	32	17	30
Zinc (Zn)	470	45	49	57	83	77	85	79	110	120	64	48	90

Paramètre	Z2-P-3.1-M	Z2-S-4.1-M	Z2-P-4.1-M	Z2-S-5.1-M	Z2-P-5.1-M	Z3-S-1.1-M	Z3-P-1.1-M	Z3-S-2.1-M	Z3-P-2.1-M	Z3-S-3.1-M	Z3-P-3.1-M	Z3-S-4.1-M	Z3-P-4.1-M
	82,90	80,30	80,60	82,90	81,90	78,40	84,80	80,20	83,10	75,00	82,90	80,00	85,30
Matière sèche													
TE-PCB-WHO 1998													
TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)													
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS													
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)													
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)													
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supé													
Anthracène	<0,050	0,077	<0,050	0,072	0,17	<0,050	<0,050	<0,050	0,1	<0,050	0,087	0,4	2,3
Benzo(a)anthracène	0,17	0,56	0,53	0,71	1,5	0,28	0,23	0,29	0,64	0,23	0,79	1,9	1,7
Benzo(a)pyrène	0,22	0,67	0,63	0,97	1,8	0,35	0,26	0,35	0,64	0,25	0,88	1,7	2,2
Benzo(b)fluoranthène	0,27	0,85	0,76	1,2	2	0,44	0,36	0,48	0,74	0,37	1	2	2,4
Benzo(g,h,i)peryène	0,12	0,44	0,41	0,56	1,1	0,21	0,16	0,24	0,43	0,17	0,56	0,96	1,1
Benzo(k)fluoranthène	0,12	0,36	0,33	0,55	1	0,18	0,14	0,19	0,37	0,16	0,51	1	1,1
Chrysène	0,23	0,61	0,55	0,9	1,8	0,33	0,29	0,36	0,65	0,29	0,87	1,9	1,9
Dibenzo(a,h)anthracène	<0,050	0,085	0,076	0,11	0,25	<0,050	<0,050	<0,050	0,091	<0,050	0,15	0,3	0,25
Fluoranthène	0,48	1	0,91	1,9	3,6	0,6	0,5	0,68	1,6	0,46	1,3	3,7	3,5
Fluorène	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,092	0,58
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,19	0,64	0,54	0,95	1,4	0,31	0,29	0,33	0,52	0,27	0,69	1,2	1,7
Naphtalène	<0,050	0,24	0,12	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Phénanthrène	0,19	0,34	0,23	0,51	1	0,28	0,24	0,21	0,61	0,17	0,42	1,5	3,7
Pyrène	0,3	0,72	0,65	1,1	2,3	0,4	0,34	0,38	0,95	0,32	0,98	2,4	2,2
Acénaphthylène	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Acénaphthène	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
HAP (EPA) - somme	2,3	6,6	5,7	9,5	18	3,4	2,8	3,5	7,3	2,7	8,2	19	25
HAP (VROM) - somme	1,7	4,9	4,3	7,1	13	2,5	2,1	2,7	5,6	2	6,1	14	19
HAP (6 Borneff) - somme	1,4	4	3,6	6,1	11	2,1	1,7	2,3	4,3	1,7	4,9	11	12
Mercuré (Hg)	0,05	0,12	0,12	0,08	0,11	0,12	0,12	0,08	0,09	0,19	0,07	0,32	0,19
Arsenic (As)	8,1	7,5	8,6	8,2	7,3	14	11	10	16	8,6	8,4	8,2	7,5
Cadmium (Cd)	0,42	0,53	0,43	0,52	0,59	0,62	0,48	0,64	0,72	0,6	0,35	0,84	0,81
Chrome (Cr)	27	36	33	31	25	46	44	31	36	50	53	79	66
Cuivre (Cu)	17	28	27	15	17	29	24	27	31	30	22	67	72
Nickel (Ni)	17	22	21	17	16	18	16	19	23	80	52	34	30
Plomb (Pb)	34	310	180	40	42	76	58	70	81	58	40	100	93
Zinc (Zn)	98	140	130	81	88	210	280	220	250	250	160	260	240

Paramètre	Z3-S-5.1-M	Z4-S-1.1-M	Z4-P-1.1-M	Z4-S-2.1-M	Z4-P-2.1-M	Z4-S-3.1-M	Z4-P-3.1-M	Z4-S-4.1-M	Z4-P-4.1-M	Z4-S-5.1-M	Z4-P-5.1-M	Z4-S-6.1-M	Z4-P-6.1-M
Matière sèche	85,40	78,20	80,70	76,20	81,40	79,50	87,00	87,40	90,30	78,90	79,70	79,00	84,30
TE-PCB-WHO 1998													
TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)													
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS													
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)													
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)													
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supé													
Anthracène	0,11	0,11	0,62	0,066	0,085	0,21	0,11	0,21	0,5	0,093	0,12	<0,050	<0,050
Benzo(a)anthracène	1	1,8	1,7	1	0,4	1,5	0,65	1,3	1,3	0,56	0,75	0,22	0,24
Benzo(a)pyrène	1,1	1,1	2	1,4	0,42	1,6	0,7	1,3	1,2	0,67	0,84	0,27	0,26
Benzo(b)fluoranthène	1,3	1,2	2,1	1,2	0,46	1,7	0,81	1,4	1,2	0,82	0,94	0,34	0,36
Benzo(g,h,i)peryène	0,7	0,79	1,4	0,75	0,2	0,99	0,46	0,82	0,64	0,41	0,54	0,18	0,15
Benzo(k)fluoranthène	0,64	0,61	1	0,59	0,22	0,86	0,39	0,73	0,59	0,34	0,45	0,14	0,14
Chrysène	1	0,95	1,8	0,95	0,35	1,5	0,73	1,3	1,1	0,62	0,87	0,25	0,27
Dibenzo(a,h)anthracène	0,18	0,17	0,26	0,11	<0,050	0,22	0,11	0,18	0,12	0,081	0,13	<0,050	<0,050
Fluoranthène	2	1,5	5,1	1,6	0,73	2,7	1,1	2,5	2,7	1,1	1,4	0,38	0,39
Fluorène	<0,050	<0,050	0,38	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,11	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,89	0,9	1,4	0,95	0,36	1,2	0,51	0,89	0,85	0,62	0,63	0,22	0,23
Naphtalène	<0,050	0,079	0,21	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,075	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Phénanthrène	0,54	0,57	4,9	0,26	0,26	0,86	0,55	0,82	1,8	0,39	0,63	0,19	0,19
Pyrène	1,3	1,1	3,6	1,4	0,5	2	0,87	1,8	2,1	0,74	1	0,28	0,28
Acénaphthylène	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Acénaphthène	<0,050	<0,050	0,6	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,057	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
HAP (EPA) - somme	11	11	27	10	4	15	7	13	14	6,4	8,3	2,5	2,5
HAP (VROM) - somme	8	8,4	20	7,6	3	11	5,2	9,9	10	4,8	6,2	1,9	1,9
HAP (6 Borneff) - somme	6,6	6,1	13	6,5	2,4	9,1	4	7,6	7,2	4	4,8	1,5	1,5
Mercuré (Hg)	0,09	<0,05	0,08	0,09	0,1	0,15	0,13	0,1	0,12	0,18	0,18	0,08	0,07
Arsenic (As)	9	2,6	7,3	7,7	6,8	6,8	8,5	7,1	8,3	9,1	9,7	5,1	5,5
Cadmium (Cd)	0,85	1,8	0,33	0,3	0,42	0,47	0,4	0,28	0,19	0,59	0,74	0,6	0,44
Chrome (Cr)	35	38	36	35	37	26	39	31	36	36	34	28	28
Cuivre (Cu)	44	40	29	25	29	23	33	37	32	30	29	24	14
Nickel (Ni)	23	8,8	17	18	24	21	26	75	35	28	29	20	20
Plomb (Pb)	52	67	32	43	42	130	52	46	32	52	49	37	31
Zinc (Zn)	420	220	100	70	95	170	130	120	88	120	110	93	80

AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

AGROLAB
group



BURGEAP (PARIS)
27 RUE DE VANVES
92772 BOULOGNE BILLANCOURT
FRANCE

Date 07.05.2012
N° Client 35004100
N° commande 304883
Page 1 de 40

RAPPORT D'ANALYSES

N° Cde 304883 Solide / Eluat

Client 35004100 BURGEAP (PARIS)
Référence In10090 - S3PI - Christelle LE DEVEHAT
Réception des échantillons 20.04.12
Prélèvement par: Client

Madame, Monsieur

Nous avons le plaisir de vous adresser ci-joint le rapport définitif des analyses chimiques provenant du laboratoire pour votre dossier en référence.

Sauf avis contraire, les analyses accréditées selon la norme EN ISO CEI 17025 ont été effectuées conformément aux méthodes de recherche citées dans les versions les plus actuelles de nos listes de prestations des Comités d'Accréditation Néerlandais (RVA), reconnus Cofrac, sous les numéro L005.

Si vous désirez recevoir de plus amples informations concernant le degré d'incertitudes d'une méthode de mesure déterminée, nous pouvons vous les fournir sur demande.

Nous signalons que le certificat d'analyses ne pourra être reproduit que dans sa totalité.

Nous vous informons que seules les conditions générales de AL-West, déposées à la Chambre du Commerce et de l'Industrie de Deventer, sont en vigueur.

Au cas où vous souhaiteriez recevoir des renseignements complémentaires, nous vous prions de prendre contact avec le service après-vente.

En vous remerciant pour la confiance que vous nous témoignez, nous vous prions d'agréer, Madame, Monsieur l'expression de nos sincères salutations.

Respectueusement,

AL-West B.V. Mlle. Marika Dauvergne, Tel. +33/380680156
Chargée relation clientèle

Copies

BURGEAP (PARIS), Madame Christelle LE DEVEHAT



N° Cde 304883 Solide / Eluat

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717422	Inconnu	Z1-S-2.1-D
717423	Inconnu	Z1-S-4.1-D
717424	Inconnu	Z1-S-6.1-D
717425	Inconnu	Z1-S-7.1-D
717426	Inconnu	Z1-S-8.1-D

Unité	717422 Z1-S-2.1-D	717423 Z1-S-4.1-D	717424 Z1-S-6.1-D	717425 Z1-S-7.1-D	717426 Z1-S-8.1-D
-------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation						
		--	--	--	--	--
Matière sèche	%	79.1	86.3	83.9	81.7	76.8

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	--	--	--	--	--
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Chrysène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluorène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Naphtalène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Phénanthrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphthylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	410	5900	480	160	980
PCB (114)	ng/kg Ms	28	230	20	<10	42
PCB (118)	ng/kg Ms	1800	13000	950	410	2300
PCB (123)	ng/kg Ms	91	930	94	37	180



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

N° Cde 304883 Solide / Eluat

Page 3 de 40

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717427	Inconnu	Z2-S-1.1-HAP
717429	Inconnu	Z2-P-1.1-HAP
717430	Inconnu	Z2-S-2.1-HAP
717431	Inconnu	Z2-P-2.1-HAP
717432	Inconnu	Z2-S-3.1-HAP

Unité	717427 Z2-S-1.1-HAP	717429 Z2-P-1.1-HAP	717430 Z2-S-2.1-HAP	717431 Z2-P-2.1-HAP	717432 Z2-S-3.1-HAP
-------	------------------------	------------------------	------------------------	------------------------	------------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation		--	--	--	--	--
Matière sèche	%	80,8	83,6	75,2	82,4	83,6

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	--	--	--	--	--
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	0,22	0,18	<0,050	<0,050	0,14
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	0,24	0,19	<0,050	<0,050	0,16
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	0,33	0,30	0,066	<0,050	0,20
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	0,14	0,11	<0,050	<0,050	0,081
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	0,14	0,11	<0,050	<0,050	0,087
Chrysène	mg/kg Ms	0,27	0,25	0,066	<0,050	0,17
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Fluoranthène	mg/kg Ms	0,43	0,32	0,11	<0,050	0,30
Fluorène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	0,22	0,19	<0,050	<0,050	0,14
Naphtalène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Phénanthrène	mg/kg Ms	0,25	0,22	<0,050	<0,050	0,10
Pyrène	mg/kg Ms	0,28	0,22	0,078	<0,050	0,18
Acénaphthylène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Acénaphthène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	1,5 ^{x)}	1,2 ^{x)}	0,18 ^{x)}	n.d.	0,97 ^{x)}
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	2,5 ^{x)}	2,1 ^{x)}	0,32 ^{x)}	n.d.	1,6 ^{x)}
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	1,9 ^{x)}	1,6 ^{x)}	0,18 ^{x)}	n.d.	1,2 ^{x)}

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



N° Cde 304883 Solide / Eluat

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717433	Inconnu	Z2-P-3.1-HAP
717434	Inconnu	Z2-S-4.1-HAP
717435	Inconnu	Z2-P-4.1-HAP
717436	Inconnu	Z2-S-5.1-HAP
717437	Inconnu	Z2-P-5.1-HAP

Unité	717433 Z2-P-3.1-HAP	717434 Z2-S-4.1-HAP	717435 Z2-P-4.1-HAP	717436 Z2-S-5.1-HAP	717437 Z2-P-5.1-HAP
-------	------------------------	------------------------	------------------------	------------------------	------------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation		--	--	--	--	--
Matière sèche	%	83,7	80,2	81,3	80,2	81,2

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	--	--	--	--	--
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	<0,050	0,077	<0,050	0,072	0,17
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	0,17	0,56	0,53	0,71	1,5
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	0,22	0,67	0,63	0,97	1,8
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	0,27	0,85	0,76	1,2	2,0
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	0,12	0,44	0,41	0,56	1,1
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	0,12	0,36	0,33	0,55	1,0
Chrysène	mg/kg Ms	0,23	0,61	0,55	0,90	1,8
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	<0,050	0,085	0,076	0,11	0,25
Fluoranthène	mg/kg Ms	0,48	1,0	0,91	1,9	3,6
Fluorène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	0,19	0,64	0,54	0,95	1,4
Naphtalène	mg/kg Ms	<0,050	0,24	0,12	<0,050	<0,050
Phénanthrène	mg/kg Ms	0,19	0,34	0,23	0,51	1,0
Pyrène	mg/kg Ms	0,30	0,72	0,65	1,1	2,3
Acénaphthylène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Acénaphthène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	1,4 ^{x)}	4,0 ^{x)}	3,6 ^{x)}	6,1 ^{x)}	11 ^{x)}
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	2,3 ^{x)}	6,6 ^{x)}	5,7 ^{x)}	9,5 ^{x)}	18 ^{x)}
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	1,7 ^{x)}	4,9	4,3 ^{x)}	7,1 ^{x)}	13 ^{x)}

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

N° Cde 304883 Solide / Eluat

Page 5 de 40

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717438	Inconnu	Z3-S-1.1-HAP
717439	Inconnu	Z3-P-1.1-HAP
717440	Inconnu	Z3-S-2.1-HAP
717441	Inconnu	Z3-P-2.1-HAP
717442	Inconnu	Z3-S-3.1-HAP

Unité	717438 Z3-S-1.1-HAP	717439 Z3-P-1.1-HAP	717440 Z3-S-2.1-HAP	717441 Z3-P-2.1-HAP	717442 Z3-S-3.1-HAP
-------	------------------------	------------------------	------------------------	------------------------	------------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation	--	--	--	--	--
Matière sèche	%	77,8	83,5	80,6	83,4
		75,4			

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	--	--	--	--	--
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	--	--	--	--

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	0,10	<0,050
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	0,28	0,23	0,29	0,64	0,23
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	0,35	0,26	0,35	0,64	0,25
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	0,44	0,36	0,48	0,74	0,37
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	0,21	0,16	0,24	0,43	0,17
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	0,18	0,14	0,19	0,37	0,16
Chrysène	mg/kg Ms	0,33	0,29	0,36	0,65	0,29
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	0,091	<0,050
Fluoranthène	mg/kg Ms	0,60	0,50	0,68	1,6	0,46
Fluorène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	0,31	0,29	0,33	0,52	0,27
Naphtalène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Phénanthrène	mg/kg Ms	0,28	0,24	0,21	0,61	0,17
Pyrène	mg/kg Ms	0,40	0,34	0,38	0,95	0,32
Acénaphthylène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Acénaphthène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	2,1 ^{xj}	1,7 ^{xj}	2,3 ^{xj}	4,3 ^{xj}	1,7 ^{xj}
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	3,4 ^{xj}	2,8 ^{xj}	3,5 ^{xj}	7,3 ^{xj}	2,7 ^{xj}
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	2,5 ^{xj}	2,1 ^{xj}	2,7 ^{xj}	5,6 ^{xj}	2,0 ^{xj}

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

N° Cde 304883 Solide / Eluat

Page 6 de 40

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717443	Inconnu	Z3-P-3.1-HAP
717444	Inconnu	Z3-S-4.1-HAP
717445	Inconnu	Z3-P-4.1-HAP
717446	Inconnu	Z3-S-5.1-HAP
717447	Inconnu	Z4-S-1.1-HAP

Unité	717443 Z3-P-3.1-HAP	717444 Z3-S-4.1-HAP	717445 Z3-P-4.1-HAP	717446 Z3-S-5.1-HAP	717447 Z4-S-1.1-HAP
-------	------------------------	------------------------	------------------------	------------------------	------------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation	--	--	--	--	--
Matière sèche	%	82,5	80,3	86,4	85,7

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	--	--	--	--	--
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	--	--	--	--

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	0,087	0,40	2,3	0,11	0,11
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	0,79	1,9	1,7	1,0	1,8
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	0,88	1,7	2,2	1,1	1,1
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	1,0	2,0	2,4	1,3	1,2
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	0,56	0,96	1,1	0,70	0,79
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	0,51	1,0	1,1	0,64	0,61
Chrysène	mg/kg Ms	0,87	1,9	1,9	1,0	0,95
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	0,15	0,30	0,25	0,18	0,17
Fluoranthène	mg/kg Ms	1,3	3,7	3,5	2,0	1,5
Fluorène	mg/kg Ms	<0,050	0,092	0,58	<0,050	<0,050
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	0,69	1,2	1,7	0,89	0,90
Naphtalène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	0,079
Phénanthrène	mg/kg Ms	0,42	1,5	3,7	0,54	0,57
Pyrène	mg/kg Ms	0,98	2,4	2,2	1,3	1,1
Acénaphthylène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Acénaphthène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	4,9 ^{x)}	11 ^{x)}	12 ^{x)}	6,6 ^{x)}	6,1 ^{x)}
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	8,2 ^{x)}	19 ^{x)}	25 ^{x)}	11 ^{x)}	11 ^{x)}
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	6,1 ^{x)}	14 ^{x)}	19 ^{x)}	8,0 ^{x)}	8,4

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



N° Cde 304883 Solide / Eluat

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717448	Inconnu	Z4-P-1.1-HAP
717454	Inconnu	Z4-S-2.1-HAP
717455	Inconnu	Z4-P-2.1-HAP
717456	Inconnu	Z4-S-3.1-HAP
717457	Inconnu	Z4-P-3.1-HAP

Unité	717448 Z4-P-1.1-HAP	717454 Z4-S-2.1-HAP	717455 Z4-P-2.1-HAP	717456 Z4-S-3.1-HAP	717457 Z4-P-3.1-HAP
-------	------------------------	------------------------	------------------------	------------------------	------------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation						
		--	--	--	--	--
Matière sèche	%	81.1	79.9	83.5	80.1	87.6

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	--	--	--	--	--
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	0,62	0,066	0,085	0,21	0,11
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	1,7	1,0	0,40	1,5	0,65
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	2,0	1,4	0,42	1,6	0,70
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	2,1	1,2	0,46	1,7	0,81
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	1,4	0,75	0,20	0,99	0,46
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	1,0	0,59	0,22	0,86	0,39
Chrysène	mg/kg Ms	1,8	0,95	0,35	1,5	0,73
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	0,26	0,11	<0,050	0,22	0,11
Fluoranthène	mg/kg Ms	5,1	1,6	0,73	2,7	1,1
Fluorène	mg/kg Ms	0,38	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	1,4	0,95	0,36	1,2	0,51
Naphtalène	mg/kg Ms	0,21	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Phénanthrène	mg/kg Ms	4,9	0,26	0,26	0,86	0,55
Pyrène	mg/kg Ms	3,6	1,4	0,50	2,0	0,87
Acénaphthylène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Acénaphthène	mg/kg Ms	0,60	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	13 ^{x)}	6,5 ^{x)}	2,4 ^{x)}	9,1 ^{x)}	4,0 ^{x)}
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	27 ^{x)}	10 ^{x)}	4,0 ^{x)}	15 ^{x)}	7,0 ^{x)}
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	20	7,6 ^{x)}	3,0 ^{x)}	11 ^{x)}	5,2 ^{x)}

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

N° Cde 304883 Solide / Eluat

Page 8 de 40

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717458	Inconnu	Z4-S-4.1-HAP
717459	Inconnu	Z4-P-4.1-HAP
717460	Inconnu	Z4-S-5.1-HAP
717461	Inconnu	Z4-P-5.1-HAP
717462	Inconnu	Z4-P-5.3-HAP

Unité	717458 Z4-S-4.1-HAP	717459 Z4-P-4.1-HAP	717460 Z4-S-5.1-HAP	717461 Z4-P-5.1-HAP	717462 Z4-P-5.3-HAP
-------	------------------------	------------------------	------------------------	------------------------	------------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation	--	--	--	--	--
Matière sèche	%	85,1	90,5	78,9	79,6

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	--	--	--	--	--
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	--	--	--	--
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	--	--	--	--

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	0,21	0,50	0,093	0,12	0,077
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	1,3	1,1	0,56	0,75	0,53
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	1,3	1,2	0,67	0,84	0,60
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	1,4	1,2	0,82	0,94	0,70
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	0,82	0,64	0,41	0,54	0,39
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	0,73	0,59	0,34	0,45	0,33
Chrysène	mg/kg Ms	1,3	1,1	0,62	0,87	0,62
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	0,18	0,12	0,081	0,13	0,095
Fluoranthène	mg/kg Ms	2,5	2,7	1,1	1,4	1,0
Fluorène	mg/kg Ms	<0,050	0,11	<0,050	<0,050	<0,050
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	0,89	0,85	0,62	0,63	0,45
Naphtalène	mg/kg Ms	0,075	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Phénanthrène	mg/kg Ms	0,82	1,8	0,39	0,63	0,40
Pyrène	mg/kg Ms	1,8	2,1	0,74	1,0	0,73
Acénaphthylène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
Acénaphthène	mg/kg Ms	<0,050	0,057	<0,050	<0,050	<0,050
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	7,6 ^{xj}	7,2 ^{xj}	4,0 ^{xj}	4,8 ^{xj}	3,5 ^{xj}
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	13 ^{xj}	14 ^{xj}	6,4 ^{xj}	8,3 ^{xj}	5,9 ^{xj}
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	9,9	10 ^{xj}	4,8 ^{xj}	6,2 ^{xj}	4,4 ^{xj}

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



N° Cde 304883 Solide / Eluat

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717463	Inconnu	Z4-S-6.1-HAP
717464	Inconnu	Z4-P-6.1-HAP
717465	Inconnu	Z5-S-1.1-Hg
717466	Inconnu	Z5-S-2.1-Hg
717467	Inconnu	Z5-S-3.1-Hg

Unité	717463 Z4-S-6.1-HAP	717464 Z4-P-6.1-HAP	717465 Z5-S-1.1-Hg	717466 Z5-S-2.1-Hg	717467 Z5-S-3.1-Hg
-------	------------------------	------------------------	-----------------------	-----------------------	-----------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation		--	--	--	--	--
Matière sèche	%	78.5	84.3	83.4	84.9	75.1

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	--	--	++	++	++
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	--	--	0,09	0,12	0,15
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	--	--	--	--	--

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	--	--	--
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	0,22	0,24	--	--	--
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	0,27	0,26	--	--	--
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	0,34	0,36	--	--	--
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	0,18	0,15	--	--	--
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	0,14	0,14	--	--	--
Chrysène	mg/kg Ms	0,25	0,27	--	--	--
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	--	--	--
Fluoranthène	mg/kg Ms	0,38	0,39	--	--	--
Fluorène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	--	--	--
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	0,22	0,23	--	--	--
Naphtalène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	--	--	--
Phénanthrène	mg/kg Ms	0,19	0,19	--	--	--
Pyrène	mg/kg Ms	0,28	0,28	--	--	--
Acénaphthylène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	--	--	--
Acénaphthène	mg/kg Ms	<0,050	<0,050	--	--	--
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	1,5 ^{x)}	1,5 ^{x)}	--	--	--
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	2,5 ^{x)}	2,5 ^{x)}	--	--	--
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	1,9 ^{x)}	1,9 ^{x)}	--	--	--

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

Page 10 de 40

N° Cde 304883 Solide / Eluat

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717468	Inconnu	Z5-S-4.1-Hg
717469	Inconnu	Z5-S-5.1-Hg
717470	Inconnu	Z1-S-1.1-M
717471	Inconnu	Z1-S-2.1-M
717472	Inconnu	Z1-S-3.1-M

Unité	717468 Z5-S-4.1-Hg	717469 Z5-S-5.1-Hg	717470 Z1-S-1.1-M	717471 Z1-S-2.1-M	717472 Z1-S-3.1-M
-------	-----------------------	-----------------------	----------------------	----------------------	----------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation		--	--	++	++	++
Matière sèche	%	81.2	80.5	72.8	79.7	67.8

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	++	++	++	++	++
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	--	--	8,5	8,0	7,5
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	--	--	1,1	0,40	0,68
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	--	--	41	34	32
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	--	--	29	21	31
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	0,27	0,13	0,11	0,13	0,11
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	--	--	25	21	20
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	--	--	52	62	120
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	--	--	110	110	380

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Chrysène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluorène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Naphtalène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Phénanthrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphthylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

Page 11 de 40

N° Cde 304883 Solide / Eluat

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717473	Inconnu	Z1-S-4.1-M
717474	Inconnu	Z1-S-5.1-M
717475	Inconnu	Z1-P-5.1-M
717476	Inconnu	Z1-S-6.1-M
717477	Inconnu	Z1-P-6.1-M

Unité	717473 Z1-S-4.1-M	717474 Z1-S-5.1-M	717475 Z1-P-5.1-M	717476 Z1-S-6.1-M	717477 Z1-P-6.1-M
-------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation	++	++	++	++	++
Matière sèche %	84,5	79,5	82,4	84,8	81,9

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	++	++	++	++	++
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	2,5	15	18	4,6	5,8
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	0,15	1,6	1,8	0,14	0,17
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	16	30	34	33	39
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	13	29	33	9,3	12
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	0,06	0,60	0,82	<0,05	<0,05
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	8,9	19	22	16	20
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	19	170	220	15	20
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	53	360	470	45	49

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Chrysène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluorène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Naphtalène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Phénanthrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphthylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

Page 12 de 40

N° Cde 304883 Solide / Eluat

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717478	Inconnu	Z1-P-6.3-M
717479	Inconnu	Z1-S-7.1-M
717480	Inconnu	Z1-P-7.1-M
717481	Inconnu	Z1-S-8.1-M
717482	Inconnu	Z1-P-8.1-M

Unité	717478 Z1-P-6.3-M	717479 Z1-S-7.1-M	717480 Z1-P-7.1-M	717481 Z1-S-8.1-M	717482 Z1-P-8.1-M
-------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation	++	++	++	++	++
Matière sèche %	83,0	81,7	83,3	74,3	79,2

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	++	++	++	++	++
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	7,6	7,2	6,9	9,6	8,0
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	0,32	0,46	0,42	0,23	0,31
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	35	29	31	39	35
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	10	23	19	20	24
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	<0,05	0,08	0,07	0,08	0,08
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	17	17	17	22	20
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	22	32	30	34	32
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	57	83	77	85	79

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Chrysène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluorène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Naphtalène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Phénanthrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphthylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

Page 13 de 40

N° Cde 304883 Solide / Eluat

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717483	Inconnu	Z2-S-1.1-M
717484	Inconnu	Z2-P-1.1-M
717485	Inconnu	Z2-S-2.1-M
717486	Inconnu	Z2-P-2.1-M
717487	Inconnu	Z2-S-3.1-M

Unité	717483 Z2-S-1.1-M	717484 Z2-P-1.1-M	717485 Z2-S-2.1-M	717486 Z2-P-2.1-M	717487 Z2-S-3.1-M
-------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation	++	++	++	++	++
Matière sèche %	81,7	83,4	74,0	82,7	83,3

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	++	++	++	++	++
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	7,8	8,7	5,9	5,5	8,4
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	0,35	0,40	0,57	0,19	0,35
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	37	42	29	30	34
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	21	26	13	8,7	16
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	0,11	0,11	<0,05	<0,05	0,06
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	20	24	14	16	19
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	33	41	32	17	30
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	110	120	64	48	90

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Chrysène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluorène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Naphtalène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Phénanthrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphthylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

Page 14 de 40

N° Cde 304883 Solide / Eluat

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717488	Inconnu	Z2-P-3.1-M
717489	Inconnu	Z2-S-4.1-M
717490	Inconnu	Z2-P-4.1-M
717491	Inconnu	Z2-S-5.1-M
717492	Inconnu	Z2-P-5.1-M

Unité	717488 Z2-P-3.1-M	717489 Z2-S-4.1-M	717490 Z2-P-4.1-M	717491 Z2-S-5.1-M	717492 Z2-P-5.1-M
-------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation					
		++	++	++	++
Matière sèche	%	82.9	80.3	80.6	82.9

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	++	++	++	++	++
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	8,1	7,5	8,6	8,2	7,3
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	0,42	0,53	0,43	0,52	0,59
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	27	36	33	31	25
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	17	28	27	15	17
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	0,05	0,12	0,12	0,08	0,11
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	17	22	21	17	16
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	34	310	180	40	42
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	98	140	130	81	88

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Chrysène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluorène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Naphtalène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Phénanthrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphthylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

Page 15 de 40

N° Cde 304883 Solide / Eluat

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717493	Inconnu	Z3-S-1.1-M
717494	Inconnu	Z3-P-1.1-M
717495	Inconnu	Z3-S-2.1-M
717496	Inconnu	Z3-P-2.1-M
717497	Inconnu	Z3-S-3.1-M

Unité	717493 Z3-S-1.1-M	717494 Z3-P-1.1-M	717495 Z3-S-2.1-M	717496 Z3-P-2.1-M	717497 Z3-S-3.1-M
-------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation	++	++	++	++	++
Matière sèche %	78,4	84,8	80,2	83,1	75,0

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	++	++	++	++	++
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	14	11	10	16	8,6
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	0,62	0,48	0,64	0,72	0,60
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	46	44	31	36	50
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	29	24	27	31	30
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	0,12	0,12	0,08	0,09	0,19
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	18	16	19	23	80
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	76	58	70	81	58
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	210	280	220	250	250

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Chrysène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluorène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Naphtalène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Phénanthrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphthylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

Page 16 de 40

N° Cde 304883 Solide / Eluat

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717498	Inconnu	Z3-P-3.1-M
717499	Inconnu	Z3-S-4.1-M
717500	Inconnu	Z3-P-4.1-M
717501	Inconnu	Z3-S-5.1-M
717502	Inconnu	Z4-S-1.1-M

Unité	717498 Z3-P-3.1-M	717499 Z3-S-4.1-M	717500 Z3-P-4.1-M	717501 Z3-S-5.1-M	717502 Z4-S-1.1-M
-------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation	++	++	++	++	++
Matière sèche %	82,9	80,0	85,3	85,4	78,2

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	++	++	++	++	++
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	8,4	8,2	7,5	9,0	2,6
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	0,35	0,84	0,81	0,85	1,8
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	53	79	66	35	38
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	22	67	72	44	40
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	0,07	0,32	0,19	0,09	<0,05
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	52	34	30	23	8,8
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	40	100	93	52	67
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	160	260	240	420	220

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Chrysène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluorène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Naphtalène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Phénanthrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphthylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

Page 17 de 40

N° Cde 304883 Solide / Eluat

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717503	Inconnu	Z4-P-1.1-M
717504	Inconnu	Z4-S-2.1-M
717505	Inconnu	Z4-P-2.1-M
717506	Inconnu	Z4-S-3.1-M
717507	Inconnu	Z4-P-3.1-M

Unité	717503 Z4-P-1.1-M	717504 Z4-S-2.1-M	717505 Z4-P-2.1-M	717506 Z4-S-3.1-M	717507 Z4-P-3.1-M
-------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation	++	++	++	++	++
Matière sèche %	80,7	76,2	81,4	79,5	87,0

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	++	++	++	++	++
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	7,3	7,7	6,8	6,8	8,5
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	0,33	0,30	0,42	0,47	0,40
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	36	35	37	26	39
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	29	25	29	23	33
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	0,08	0,09	0,10	0,15	0,13
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	17	18	24	21	26
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	32	43	42	130	52
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	100	70	95	170	130

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Chrysène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluorène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Naphtalène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Phénanthrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphthylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

N° Cde 304883 Solide / Eluat

Page 18 de 40

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717508	Inconnu	Z4-S-4.1-M
717509	Inconnu	Z4-P-4.1-M
717510	Inconnu	Z4-S-5.1-M
717511	Inconnu	Z4-P-5.1-M
717512	Inconnu	Z4-S-6.1-M

Unité	717508 Z4-S-4.1-M	717509 Z4-P-4.1-M	717510 Z4-S-5.1-M	717511 Z4-P-5.1-M	717512 Z4-S-6.1-M
-------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------	----------------------

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation	++	++	++	++	++
Matière sèche %	87,4	90,3	78,9	79,7	79,0

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	++	++	++	++	++
-------------------------------	----	----	----	----	----

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	7,1	8,3	9,1	9,7	5,1
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	0,28	0,19	0,59	0,74	0,60
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	31	36	36	34	28
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	37	32	30	29	24
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	0,10	0,12	0,18	0,18	0,08
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	75	35	28	29	20
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	46	32	52	49	37
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	120	88	120	110	93

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Chrysène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluoranthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Fluorène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Naphtalène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Phénanthrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Pyrène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphthylène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
Acénaphthène	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	--	--	--	--	--

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--

**AL-West B.V.**

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

N° Cde 304883 Solide / Eluat

Page 19 de 40

N° échant.	Prélèvement	Nom d'échantillon
717513	Inconnu	Z4-P-6.1-M

Unité**717513**

Z4-P-6.1-M

Prétraitement des échantillons

Homogénéisation		++
Matière sèche	%	84,3

Prétraitement pour analyses des métaux

Minéralisation à l'eau régale	++
-------------------------------	-----------

Métaux

Arsenic (As)	mg/kg Ms	5,5
Cadmium (Cd)	mg/kg Ms	0,44
Chrome (Cr)	mg/kg Ms	28
Cuivre (Cu)	mg/kg Ms	14
Mercure (Hg)	mg/kg Ms	0,07
Nickel (Ni)	mg/kg Ms	20
Plomb (Pb)	mg/kg Ms	31
Zinc (Zn)	mg/kg Ms	80

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (ISO)

Anthracène	mg/kg Ms	--
Benzo(a)anthracène	mg/kg Ms	--
Benzo(a)pyrène	mg/kg Ms	--
Benzo(b)fluoranthène	mg/kg Ms	--
Benzo(g,h,i)pérylène	mg/kg Ms	--
Benzo(k)fluoranthène	mg/kg Ms	--
Chrysène	mg/kg Ms	--
Dibenzo(a,h)anthracène	mg/kg Ms	--
Fluoranthène	mg/kg Ms	--
Fluorène	mg/kg Ms	--
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	mg/kg Ms	--
Naphtalène	mg/kg Ms	--
Phénanthrène	mg/kg Ms	--
Pyrène	mg/kg Ms	--
Acénaphthylène	mg/kg Ms	--
Acénaphène	mg/kg Ms	--
HAP (6 Borneff) - somme	mg/kg Ms	--
HAP (EPA) - somme	mg/kg Ms	--
HAP (VROM) - somme	mg/kg Ms	--

PCB Coplanaires

PCB (105)	ng/kg Ms	--
PCB (114)	ng/kg Ms	--
PCB (118)	ng/kg Ms	--
PCB (123)	ng/kg Ms	--



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

N° Cde 304883 Solide / Eluat

Page 20 de 40

	Unité	717422 Z1-S-2.1-D	717423 Z1-S-4.1-D	717424 Z1-S-6.1-D	717425 Z1-S-7.1-D	717426 Z1-S-8.1-D
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	14	87	12	8,0	8,3
PCB (156)	ng/kg Ms	350	3300	79	50	270
PCB (157)	ng/kg Ms	70	730	30	16	50
PCB (167)	ng/kg Ms	240	1000	38	29	90
PCB (169)	ng/kg Ms	45	25	3,0	4,3	2,0
PCB (189)	ng/kg Ms	74	700	23	15	23
PCB (77)	ng/kg Ms	33	440	37	17	180
PCB (81)	ng/kg Ms	29	120	15	9,2	34
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	2,32 ^{xj}	13,2 ^{xj}	1,45 ^{xj}	0,941 ^{xj}	1,40 ^{xj}
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	2,32	13,2	1,45	0,946 ^{xxj}	1,40
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	<1,0	1,7	2,3	<1,0	1,2
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	<1,0	83	1,4	<1,0	1,2
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	<1,0	1,6	1,4	<1,0	1,0
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	9,8	23	14	8,8	13
Octa CDD	ng/kg Ms	71	110	110	36	67
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	1,3	4,3	1,9	1,5	1,0
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	2,1	7,0	2,8	1,6	1,1
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	2,0	3,9	2,2	2,1	<1,0
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	2,2	46	4,0	1,8	1,5
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	<1,0	1,5	1,5	<1,0	<1,0
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	1,2	7,4	2,9	1,6	1,1
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	1,7	8,2	3,3	1,5	<1,0
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	<5,0
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	6,0	58	10	5,9	5,3
Octa CDF	ng/kg Ms	<10	12	<10	10	<10
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	2,05 ^{xj}	20,0 ^{xj}	3,75 ^{xj}	1,77 ^{xj}	1,45 ^{xj}
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	1,99 ^{xj}	19,9 ^{xj}	3,65 ^{xj}	1,73 ^{xj}	1,39 ^{xj}
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	4,01 ^{xxj}	21,5 ^{xxj}	5,31 ^{xxj}	3,72 ^{xxj}	3,31 ^{xxj}
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	4,44 ^{xxj}	21,9 ^{xxj}	5,70 ^{xxj}	4,18 ^{xxj}	3,74 ^{xxj}



N° Cde 304883 Solide / Eluat

	Unité	717427 Z2-S-1.1-HAP	717429 Z2-P-1.1-HAP	717430 Z2-S-2.1-HAP	717431 Z2-P-2.1-HAP	717432 Z2-S-3.1-HAP
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--


N° Cde 304883 Solide / Eluat

	Unité	717433 Z2-P-3.1-HAP	717434 Z2-S-4.1-HAP	717435 Z2-P-4.1-HAP	717436 Z2-S-5.1-HAP	717437 Z2-P-5.1-HAP
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



	Unité	717438 Z3-S-1.1-HAP	717439 Z3-P-1.1-HAP	717440 Z3-S-2.1-HAP	717441 Z3-P-2.1-HAP	717442 Z3-S-3.1-HAP
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--


N° Cde 304883 Solide / Eluat

	Unité	717443 Z3-P-3.1-HAP	717444 Z3-S-4.1-HAP	717445 Z3-P-4.1-HAP	717446 Z3-S-5.1-HAP	717447 Z4-S-1.1-HAP
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--


N° Cde 304883 Solide / Eluat

	Unité	717448 Z4-P-1.1-HAP	717454 Z4-S-2.1-HAP	717455 Z4-P-2.1-HAP	717456 Z4-S-3.1-HAP	717457 Z4-P-3.1-HAP
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



	Unité	717458 Z4-S-4.1-HAP	717459 Z4-P-4.1-HAP	717460 Z4-S-5.1-HAP	717461 Z4-P-5.1-HAP	717462 Z4-P-5.3-HAP
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



N° Cde 304883 Solide / Eluat

	Unité	717463 Z4-S-6.1-HAP	717464 Z4-P-6.1-HAP	717465 Z5-S-1.1-Hg	717466 Z5-S-2.1-Hg	717467 Z5-S-3.1-Hg
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--


N° Cde 304883 Solide / Eluat

	Unité	717468 Z5-S-4.1-Hg	717469 Z5-S-5.1-Hg	717470 Z1-S-1.1-M	717471 Z1-S-2.1-M	717472 Z1-S-3.1-M
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--


N° Cde 304883 Solide / Eluat

	Unité	717473 Z1-S-4.1-M	717474 Z1-S-5.1-M	717475 Z1-P-5.1-M	717476 Z1-S-6.1-M	717477 Z1-P-6.1-M
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



	Unité	717478 Z1-P-6.3-M	717479 Z1-S-7.1-M	717480 Z1-P-7.1-M	717481 Z1-S-8.1-M	717482 Z1-P-8.1-M
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



N° Cde 304883 Solide / Eluat

	Unité	717483 Z2-S-1.1-M	717484 Z2-P-1.1-M	717485 Z2-S-2.1-M	717486 Z2-P-2.1-M	717487 Z2-S-3.1-M
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



N° Cde 304883 Solide / Eluat

	Unité	717488 Z2-P-3.1-M	717489 Z2-S-4.1-M	717490 Z2-P-4.1-M	717491 Z2-S-5.1-M	717492 Z2-P-5.1-M
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



	Unité	717493 Z3-S-1.1-M	717494 Z3-P-1.1-M	717495 Z3-S-2.1-M	717496 Z3-P-2.1-M	717497 Z3-S-3.1-M
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



N° Cde 304883 Solide / Eluat

	Unité	717498 Z3-P-3.1-M	717499 Z3-S-4.1-M	717500 Z3-P-4.1-M	717501 Z3-S-5.1-M	717502 Z4-S-1.1-M
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



	Unité	717503 Z4-P-1.1-M	717504 Z4-S-2.1-M	717505 Z4-P-2.1-M	717506 Z4-S-3.1-M	717507 Z4-P-3.1-M
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



	Unité	717508 Z4-S-4.1-M	717509 Z4-P-4.1-M	717510 Z4-S-5.1-M	717511 Z4-P-5.1-M	717512 Z4-S-6.1-M
PCB Coplanaires						
PCB (126)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Dioxines et Dibenzofuranes						
2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--	--	--	--	--



N° Cde 304883 Solide / Eluat

Unité

717513

Z4-P-6.1-M

PCB Coplanaires

PCB (126)	ng/kg Ms	--
PCB (156)	ng/kg Ms	--
PCB (157)	ng/kg Ms	--
PCB (167)	ng/kg Ms	--
PCB (169)	ng/kg Ms	--
PCB (189)	ng/kg Ms	--
PCB (77)	ng/kg Ms	--
PCB (81)	ng/kg Ms	--
? TE-PCB-WHO 1998	ng/kg Ms	--
? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound)	ng/kg Ms	--

Dioxines et Dibenzofuranes

2,3,7,8-Tétra CDD	ng/kg Ms	--
1,2,3,7,8-Penta CDD	ng/kg Ms	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDD	ng/kg Ms	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDD	ng/kg Ms	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDD	ng/kg Ms	--
Octa CDD	ng/kg Ms	--
1,2,3,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--
2,3,4,7,8-Penta CDF	ng/kg Ms	--
2,3,7,8-Tétra CDF	ng/kg Ms	--
1,2,3,4,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--
1,2,3,7,8,9-Hexa CDF	ng/kg Ms	--
1,2,3,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--
2,3,4,6,7,8-Hexa CDF	ng/kg Ms	--
1,2,3,4,7,8,9-Hepta CDF	ng/kg Ms	--
1,2,3,4,6,7,8-Hepta CDF	ng/kg Ms	--
Octa CDF	ng/kg Ms	--
I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS	ng/kg Ms	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure)	ng/kg Ms	--
ET- OTAN/CCMS (limite supérieure)	ng/kg Ms	--
I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)	ng/kg Ms	--

Explication: "<" n.d. : non détecté, en dessous de la limite de quantification.

x) Les résultats ne tiennent pas compte des teneurs en dessous des seuils de quantification.

xx) La limite de quantification est utilisée dans le calcul des sommes dans le cas où la concentration du composé est inférieure à cette valeur.

Début des analyses: 21.04.12

Fin des analyses: 07.05.12

Les résultats d'analyses ne concernent que ces échantillons soumis à essai. La qualité du résultat rendu est contrôlée et validée, mais la pertinence en est difficilement vérifiable car le laboratoire n'a pas connaissance du contexte du site, de l'historique de l'échantillon..



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

N° Cde 304883 Solide / Eluat

Page 38 de 40

AL-West B.V. Mlle. Marika Dauvergne, Tel. +33/380680156

Chargée relation clientèle

Ce rapport transmis électroniquement a été vérifié et validé en accord avec les prescriptions de la NF EN ISO/IEC 17025:2005 pour les rapports simplifiés. Les rapports sont validés sans signature.

Copies

BURGEAP (PARIS), Madame Christelle LE DEVEHAT

Liste des méthodes

Matière solide

EN 13657: Minéralisation à l'eau régale

EN-ISO 11885: Arsenic (As) Plomb (Pb) Cadmium (Cd) Chrome (Cr) Cuivre (Cu) Nickel (Ni) Zinc (Zn)

équivalent à ISO 13877: HAP (EPA) - somme HAP (6 Borneff) - somme HAP (VROM) - somme

ISO 16772: Mercure (Hg)

ISO11465; EN12880: Matière sèche

méthode interne: n) ? TE-PCB-WHO 1998 ? TE-PCB-WHO 1998 (upper bound) I-TEQ-PCDD/F-OTAN/CCMS

I-TEQ-PCDD/F-OMS (limite inférieure) ET- OTAN/CCMS (limite supérieure) I-TEQ-PCDD/F-OMS 1998 (limite supérieure)

méthode interne: Homogénéisation

n) Non accrédité



AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

Annexe de N° commande 304883

Page 39 de 40

CONSERVATION, TEMPS DE CONSERVATION ET FLACONNAGE

Des écarts aux prescriptions des protocoles analytiques ont été observés. Ces différences peuvent affecter la fiabilité des résultats sur les échantillons mentionnés ci-après.

717422 La date d'échantillonnage est inconnue.
717423 La date d'échantillonnage est inconnue.
717424 La date d'échantillonnage est inconnue.
717425 La date d'échantillonnage est inconnue.
717426 La date d'échantillonnage est inconnue.
717427 La date d'échantillonnage est inconnue.
717429 La date d'échantillonnage est inconnue.
717430 La date d'échantillonnage est inconnue.
717431 La date d'échantillonnage est inconnue.
717432 La date d'échantillonnage est inconnue.
717433 La date d'échantillonnage est inconnue.
717434 La date d'échantillonnage est inconnue.
717435 La date d'échantillonnage est inconnue.
717436 La date d'échantillonnage est inconnue.
717437 La date d'échantillonnage est inconnue.
717438 La date d'échantillonnage est inconnue.
717439 La date d'échantillonnage est inconnue.
717440 La date d'échantillonnage est inconnue.
717441 La date d'échantillonnage est inconnue.
717442 La date d'échantillonnage est inconnue.
717443 La date d'échantillonnage est inconnue.
717444 La date d'échantillonnage est inconnue.
717445 La date d'échantillonnage est inconnue.
717446 La date d'échantillonnage est inconnue.
717447 La date d'échantillonnage est inconnue.
717448 La date d'échantillonnage est inconnue.
717454 La date d'échantillonnage est inconnue.
717455 La date d'échantillonnage est inconnue.
717456 La date d'échantillonnage est inconnue.
717457 La date d'échantillonnage est inconnue.
717458 La date d'échantillonnage est inconnue.
717459 La date d'échantillonnage est inconnue.
717460 La date d'échantillonnage est inconnue.
717461 La date d'échantillonnage est inconnue.
717462 La date d'échantillonnage est inconnue.
717463 La date d'échantillonnage est inconnue.
717464 La date d'échantillonnage est inconnue.
717465 La date d'échantillonnage est inconnue.
717466 La date d'échantillonnage est inconnue.
717467 La date d'échantillonnage est inconnue.
717468 La date d'échantillonnage est inconnue.
717469 La date d'échantillonnage est inconnue.
717470 La date d'échantillonnage est inconnue.
717471 La date d'échantillonnage est inconnue.
717472 La date d'échantillonnage est inconnue.
717473 La date d'échantillonnage est inconnue.
717474 La date d'échantillonnage est inconnue.
717475 La date d'échantillonnage est inconnue.
717476 La date d'échantillonnage est inconnue.
717477 La date d'échantillonnage est inconnue.

AL-West B.V.

Handelskade 39, 7417 DE Deventer
Postbus 693, 7400 AR Deventer
Tel. +31(0)570 788110, Fax +31(0)570 788108
e-Mail: info@al-west.nl, www.al-west.nl

AGROLAB
group



717478 La date d'échantillonnage est inconnue.
717479 La date d'échantillonnage est inconnue.
717480 La date d'échantillonnage est inconnue.
717481 La date d'échantillonnage est inconnue.
717482 La date d'échantillonnage est inconnue.
717483 La date d'échantillonnage est inconnue.
717484 La date d'échantillonnage est inconnue.
717485 La date d'échantillonnage est inconnue.
717486 La date d'échantillonnage est inconnue.
717487 La date d'échantillonnage est inconnue.
717488 La date d'échantillonnage est inconnue.
717489 La date d'échantillonnage est inconnue.
717490 La date d'échantillonnage est inconnue.
717491 La date d'échantillonnage est inconnue.
717492 La date d'échantillonnage est inconnue.
717493 La date d'échantillonnage est inconnue.
717494 La date d'échantillonnage est inconnue.
717495 La date d'échantillonnage est inconnue.
717496 La date d'échantillonnage est inconnue.
717497 La date d'échantillonnage est inconnue.
717498 La date d'échantillonnage est inconnue.
717499 La date d'échantillonnage est inconnue.
717500 La date d'échantillonnage est inconnue.
717501 La date d'échantillonnage est inconnue.
717502 La date d'échantillonnage est inconnue.
717503 La date d'échantillonnage est inconnue.
717504 La date d'échantillonnage est inconnue.
717505 La date d'échantillonnage est inconnue.
717506 La date d'échantillonnage est inconnue.
717507 La date d'échantillonnage est inconnue.
717508 La date d'échantillonnage est inconnue.
717509 La date d'échantillonnage est inconnue.
717510 La date d'échantillonnage est inconnue.
717511 La date d'échantillonnage est inconnue.
717512 La date d'échantillonnage est inconnue.
717513 La date d'échantillonnage est inconnue.

- Annexe 7 -

Toxicologie des substances

Cette annexe contient 100 pages

Dioxyde d'azote

A) Propriétés intrinsèques de la substance

Les oxydes d'azote NO et NO₂ désignés sous le terme générique NO_x sont des gaz composés d'au moins une molécule d'azote et une molécule d'oxygène. Le NO₂ (CAS n°10 102-44-0) est un gaz rouge brun à l'odeur âcre et piquante. Le dioxyde d'azote NO₂ présente le plus grand intérêt sur le plan sanitaire en raison de son caractère oxydant. En comparaison, le NO est 5 fois moins toxique.

Le dioxyde d'azote peut se former par combinaison de l'oxygène et de l'azote de l'air lors des phénomènes naturels (orages, éruptions volcaniques). Par ailleurs, les principales sources de NO₂ dans l'air extérieur sont les moteurs à essence (45%) suivi par la combustion du fuel et du charbon (35%).

Le dioxyde d'azote, à température ordinaire, est un liquide très volatil (pression de vapeur de 96 KPa à 20°C), plus lourd que l'air (densité du gaz : 1,58), d'odeur très irritante, perceptible dès 0,2 ppm (0,38 mg/m³). Il réagit lentement avec l'eau en donnant de l'acide nitreux (HNO₂) et de l'acide nitrique (HNO₃).

Voies d'exposition et absorption

Les oxydes d'azote pénètrent dans l'organisme essentiellement par inhalation, mais les passages cutanés sont également possibles. Le dioxyde d'azote, de par sa solubilité, peut être absorbé à tous les niveaux du tractus respiratoire.

Chez l'homme, l'absorption de dioxyde d'azote est de 81-90% pendant une respiration normale et de 90% pendant une respiration forcée.

B) Valeurs guides

L'objectif de qualité de l'air correspond en France à une concentration de 40 µg/m³ en moyenne annuelle (Décret 2002-213 de février 2002). Le seuil de recommandation et d'information est de 200 µg/m³ en moyenne horaire et les seuils d'alerte sont de 400 µg/m³ en moyenne horaire et 200 µg/m³ 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.

L'OMS (Air quality guidelines, Global update 2005) donne une valeur guide de 40 µg/m³ pour une durée d'exposition d'une année et 200 µg/m³ pour une durée d'exposition d'une heure. Ces mêmes valeurs sont retenues par l'OMS en 2010 pour la qualité de l'air intérieur.

C) Profil toxicologique

Classement

Le symbole classant le dioxyde d'azote est **T+** (Très toxique).

Les phrases de risque qui le représentent sont : **R26** (très toxique par inhalation), **R37** (irritant pour les voies respiratoires),

Effets cancérogènes

Le dioxyde d'azote n'est pas classé comme agent cancérogène [**Groupe 3** de l'UE ou **groupe D** de l'US EPA].

Effets Mutagènes

Le dioxyde d'azote n'est pas classé comme agent mutagène par l'Union Européenne.

In vivo, le dioxyde d'azote induit des mutations et des aberrations chromatinienne dose-dépendantes dans les cellules pulmonaires de rat. Les tests d'aberrations chromosomiques dans les lymphocytes et les spermatoocytes et sur les micronoyaux de la moelle osseuse de souris ont tous été négatifs.

Effets sur la reproduction

Le dioxyde d'azote n'est pas classé comme agent reprotoxique par l'Union Européenne.

Chez le rat, des expositions au dioxyde d'azote induisent des déviations neurocomportementales dose-dépendantes, à savoir un développement neuromoteur précoce perturbé, des déficits de coordination, un retard de développement de la locomotion et de l'activité. La réduction d'activité motrice persiste dans la période suivant le sevrage.

Autres effets toxiques

Chez l'animal, l'exposition chronique au NO₂ provoque des œdèmes pulmonaires, un épaississement de la paroi alvéolaire et une perte ciliaire de l'épithélium bronchique à des doses de l'ordre de 1 mg/m³.

Des études expérimentales chez des sujets humains volontaires sains ont montré que le NO₂ provoque surtout des lésions sur les petites voies aériennes (bronchioles) et une résistance bronchique accrue à des doses faibles. Mais les réponses sont souvent très variables selon les individus y compris pendant une durée d'exposition longue. Globalement, les études épidémiologiques temporelles mettent en évidence des liens étroits entre une augmentation des niveaux de NO₂ et les admissions hospitalières pour exacerbation de problèmes respiratoires chroniques dont l'asthme mais la quantification des effets propres à NO₂ reste difficile du fait principalement de la présence dans l'air d'autres polluants comme les poussières ayant des propriétés de synergie avec le NO₂.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

Pour le NO₂, nous ne disposons pas, à l'heure actuelle, de VTR.

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

Ainsi, pour le dioxyde d'azote, on ne dispose pas de VTR pour des durées d'exposition chroniques. Pour l'ensemble de la population (dont population sensible), une comparaison avec la valeur guide de l'OMS (2005) et recommandée comme objectif de qualité par le CHSPF (2001) de 40 µg/m³ devra être conduite afin d'apprécier qualitativement l'impact de la présence de cette substance sur la population.

Cette valeur est justifiée par le recoupement de plusieurs types d'observations, ce qui lui confère un niveau de sécurité élevé.

En effet, beaucoup d'observations proviennent d'études réalisées sur des populations sensibles et notamment des enfants. Des observations réalisées lors d'études épidémiologiques ainsi que d'études en atmosphère fermée ont généralement permis de valider cette valeur de 40 µg/m³. De plus, les observations sur les populations sensibles ont été réalisées sans variables de confusion.

Dioxyde de soufre

A) Propriétés intrinsèques de la substance

Le dioxyde de soufre (CAS n°7446-09-05) peut être d'origine naturelle (océans et volcans) mais sa principale source est anthropique car il provient de la combustion de combustibles fossiles (pétrole et charbon) pour le chauffage et la production d'énergie.

Dans l'industrie, il sert essentiellement à la production d'acide sulfurique.

Le dioxyde de soufre ou anhydride sulfureux est gazeux dans les conditions normales de pression et de température. C'est un gaz incolore, plus lourd que l'air (densité de vapeur : 2,26), qui présente une forte odeur piquante, perceptible dès 1,1 ppm (3,14 mg/m³). Il est soluble dans l'eau (11,3% à 20°C).

Voies d'exposition et absorption

Le dioxyde de soufre pénètre dans l'organisme par inhalation. Fortement soluble, il est rapidement hydraté, dissocié en sulfite et bisulfite et absorbé dans le tractus respiratoire supérieur (nez et pharynx).

La pénétration dans les voies respiratoires inférieures est limitée dans le cas d'une respiration calme par le nez et augmente en cas de respiration profonde par la bouche. 90% sont absorbés à forte concentration et 5% ou moins pour des concentrations inférieures à 1 ppm.

Le dioxyde de soufre absorbé passe dans le sang et est rapidement distribué dans tout l'organisme.

B) Valeurs guides

L'objectif de qualité de l'air correspond en France à une concentration de 50 µg/m³ en moyenne annuelle (Décret 2002-213 de février 2002). Le seuil de recommandation et d'information est de 300 µg/m³ en moyenne horaire et le seuil d'alerte est de 500 µg/m³ en moyenne horaire, dépassé pendant trois heures consécutives.

La valeur guide, du SO₂, a été revue l'OMS en 2005 (Air quality guidelines, global update, 2005)¹. Dans cette révision, qui s'appuie sur l'ensemble des connaissances acquises ces dernières années (études épidémiologiques notamment), l'OMS pour le SO₂ : **20 µg/m³ en moyenne journalière**.

Il est par ailleurs recommandé, de ne pas dépasser une concentration de SO₂ de 500 µg/m³ au-delà de durées moyennes de 10 minutes. Du fait que l'exposition à court terme au SO₂ dépend beaucoup de la nature des sources locales de SO₂ et des conditions météorologiques dominantes, il n'est pas possible d'appliquer un simple facteur à cette valeur pour estimer les valeurs indicatives correspondantes sur des périodes plus longues, par exemple sur une heure.

C) Profil toxicologique

Classement

Le symbole classant le dioxyde de soufre est **T** (toxique).

Les phrases de risque qui le représentent sont : **R23** (toxique par inhalation), **R36/37** (irritant pour les yeux et les voies respiratoires),

¹ WHO. Air Quality Guidelines. Global update 2005. Report on a working group meeting. Bonn, Germany. 18-20 october 2005.

Effets cancérigènes

Le CIRC classe le dioxyde de soufre dans le **groupe 3**, en raison de preuves très limitées chez l'animal. Il n'est pas classé par l'Union Européenne.

Effets Mutagènes

Le dioxyde de soufre n'est pas classé comme agent mutagène par l'Union Européenne.

Effets sur la reproduction

Le dioxyde de soufre n'est pas classé comme agent reprotoxique par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

Chez l'homme, les études expérimentales ont montré que l'exposition à des concentrations ambiantes courantes jusqu'à environ 3 mg/m³ n'entraînaient pas d'effet chez les sujets sains.

Une exposition prolongée entraîne une augmentation du nombre de pharyngite et de bronchite chronique.

En exposition moyenne et longue durée au SO₂, les études récentes montrent des effets sur la mortalité respiratoire et cardiovasculaire et sur les admissions hospitalières d'urgence, pour déficience ou obstruction respiratoire, à des niveaux d'exposition correspondant à des concentrations moyennes annuelles à 50 µg/m³ et des concentrations journalières inférieures à 125 µg/m³. De telles observations sont relevées même en absence de poussières contrairement aux observations anciennes liées à la pollution par la combustion du charbon.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

Pour le SO₂, nous ne disposons pas, à l'heure actuelle, de VTR.

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

Les risques liés au SO₂ ne sont pas en rapport avec la survenue de pics de pollution mais résultent de variations journalières des niveaux de pollution atmosphérique de fond couramment observés en milieu urbain. C'est la raison pour laquelle l'OMS précise qu'il apparaît inutile d'édicter une valeur guide annuelle, dans la mesure où le respect de la valeur guide journalière permet d'assurer un bas niveau d'exposition des populations. Ainsi, pour l'ensemble de la population (dont population sensible), une comparaison avec la valeur guide de l'OMS (2005) de 20 µg/m³ devra être conduite (sur un pas de temps journalier) afin d'apprécier qualitativement l'impact de la présence de cette substance sur la population.

Poussières ou particules en suspension (PS)

A) Propriétés intrinsèques

Selon la norme européenne EN 481, la partie inhalable des particules peut être décomposée en plusieurs fractions en fonction du diamètre aérodynamique médian ($D_{ae\ 50}$). On distingue ainsi la fraction extrathoracique (entre 10 et 100 μm), la fraction thoracique ($D_{ae\ 50} = 10\ \mu\text{m}$), dite PM₁₀, la fraction trachéo-bronchique (entre 4 et 10 μm) et la fraction alvéolaire dont le $D_{ae\ 50}$ est de 4 μm .

L'évolution des techniques analytiques permet maintenant à l'intérieur de la fraction alvéolaire de mesurer les particules fines, PM_{2,5}, correspondant à un $D_{ae\ 50}$ de 2,5 μm .

Voies d'exposition et absorption

La taille des particules, telle que définie ci-dessus de façon normative, détermine le niveau de pénétration des poussières dans les voies respiratoires et conditionne les effets car les particules de grande taille sont généralement précipitées sur la muqueuse de l'oropharynx et dégluties, alors que les particules de petite taille, les PM₁₀, peuvent atteindre les voies respiratoires distales, où elles sont éliminées par phagocytose.

Ce sont les PM_{2,5} qui vont pénétrer le plus profondément dans l'arbre respiratoire et atteindre les alvéoles pulmonaires. Ces particules fines ont souvent une plus grande acidité que les particules de taille plus importante et la réaction inflammatoire qu'elles produisent, en augmentant la perméabilité épithéliale, facilite le passage des polluants dans le courant lymphatique ou sanguin.

B) Valeurs guides

Pour ce qui concerne la pollution atmosphérique particulaire, l'OMS a retenu deux types de valeurs guides : l'une porte sur les niveaux moyens annuels dans l'air ambiant, et l'autre porte sur les niveaux moyens journaliers. Ces valeurs guides sont déclinées pour les PM₁₀ et les PM_{2,5}.

Pour ce qui concerne les niveaux moyens annuels, la valeur guide fixée par l'OMS est de **10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** pour les PM_{2,5}, et **20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** pour les PM₁₀ (Air Quality Guidelines – Global Update 2005). L'OMS indique que « bien que les effets indésirables sur la santé ne puissent pas être entièrement écartés au-dessous de ces concentrations, [elles] représentent les concentrations [...] dont on a non seulement montré qu'elles étaient atteignables dans les grandes régions urbaines des pays très développés, mais qui, si elles sont atteintes, devraient également permettre de réduire considérablement les risques sanitaires »¹. Par conséquent, ces valeurs guides ne peuvent être assimilées à des valeurs toxicologiques de référence (VTR).

Pour les niveaux moyens sur 24h, les valeurs guides sont de **25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** pour les PM_{2,5}, et **50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** pour les PM₁₀. Bien que les expositions épisodiques soient moins préoccupantes d'un point de vue sanitaire que les expositions chroniques visées par les valeurs guides concernant les moyennes annuelles, l'OMS indique que le fait de respecter ces valeurs guides journalières « permettra de se protéger contre les pics de pollution qui conduiraient autrement à une surmorbidity ou à une surmortalité importante ».

Pour les particules présentes dans l'air intérieur, l'ANSES ne propose pas de VGAI pour des expositions aiguës et chroniques mais elle recommande la mise en œuvre par les politiques publiques des valeurs guides de l'OMS pour l'amélioration de la qualité de l'air intérieur.

Le parlement européen a arrêté en deuxième lecture le 11 décembre 2007 une position en vue de l'adoption de la directive 2008/.../CE du Parlement européen et du Conseil concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. Pour ce qui concerne les PM_{2,5}, pour lesquelles il n'existait aucune valeur réglementaire européenne jusque là, ce texte indique une valeur cible («niveau fixé dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble, à atteindre dans la mesure du possible sur une période donnée») de **25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** en moyenne annuelle, à

respecter au 1er janvier 2010. Il indique également des valeurs limites (« niveau fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou l'environnement dans son ensemble, à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser une fois atteint ») de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle, à respecter au 1er janvier 2015, et de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle, à respecter au 1er janvier 2020.

Pour les PM₁₀, les valeurs réglementaires qui s'appliquent en France sont celles du décret n°2002-213 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. Ce décret fixe un objectif de qualité à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle pour les PM₁₀. Selon la terminologie précisée par l'article L221-1 du code l'environnement, cet objectif de qualité correspond à « un niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère, fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances pour la santé humaine ou pour l'environnement, à atteindre dans une période donnée ».

Des valeurs limites, correspondant au « niveau maximal de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère, fixé sur la base des connaissances scientifiques, dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances pour la santé humaine ou pour l'environnement » sont également fixées pour les PM₁₀. Ces valeurs limites sont de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle et $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le percentile 90,4 des teneurs journalières (c'est-à-dire le niveau ne devant pas être dépassé plus de 35 jours par an). Elles sont applicables au 1er janvier 2005.

L'US EPA (National Ambient Air Quality Standards – Clean Air Act – 16 septembre 1997) a fixé une valeur limite dans l'air pour les particules fines (PM_{2,5}) :

- **$15 \mu\text{g}/\text{m}^3$** en moyenne annuelle (moyenne sur 3 années des concentrations moyennes annuelles en PM_{2,5}). Cette valeur correspond à un facteur d'abattement de 200 par rapport aux valeurs retenues en France et aux Etats-Unis pour l'exposition professionnelle (VLE de $3000 \mu\text{g}/\text{m}^3$).
- $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la moyenne 24h (moyenne sur 3 années du 98ème percentile des concentrations en PM_{2,5} sur 24 heures).

C) Profil toxicologique

Classement

NA

Effets cancérogènes

Il n'a jamais été rapporté d'effets cancérogènes susceptibles d'être liés à l'exposition aux poussières.

Effets Mutagènes

Il n'a jamais été rapporté d'effets mutagènes susceptibles d'être liés à l'exposition aux poussières.

Effets sur la reproduction

Il n'a jamais été rapporté d'effets reprotoxiques susceptibles d'être liés à l'exposition aux poussières.

Autres effets toxiques

Les principaux effets reconnus sont les suivants : réduction de la durée de vie, augmentation des cas de bronchites chez les enfants, réduction des capacités respiratoires chez les adultes et les enfants.

L'OMS considère actuellement que ce type d'effets peut être observé pour des concentrations annuelles moyennes inférieures à $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de particules PM_{2,5} et inférieures à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de particules PM₁₀.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France.

A l'heure actuelle, il n'existe pas de VTR pour les PM_{2,5} et les PM₁₀ urbaines.

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

En l'absence de VTR, les valeurs guides et valeurs réglementaires offrent des points de repères quant aux concentrations dans l'air ambiant. Ce ne sont cependant en aucun cas des VTR.

Acide chlorhydrique

A) Propriétés intrinsèques de la substance

L'acide chlorhydrique ou chlorure d'hydrogène est un gaz suffocant, à saveur acide, facilement liquéfiable. Il est très soluble dans l'eau ; cette dissolution s'accompagnant d'un fort dégagement de chaleur. Son utilisation industrielle va de la fabrication d'engrais à l'industrie des colles et gélatines en passant par les industries pharmaceutiques et les industries de matières plastiques.

Les solutions aqueuses d'acide chlorhydrique forment un azéotrope dont le point d'ébullition est de 108,6 °C et dont la composition est : HCl 20,2% (en poids). Ainsi, une solution d'acide chlorhydrique à 37,1 % aura initialement un point d'ébullition de 51°C et la vapeur se dégageant sera très majoritairement du chlorure d'hydrogène. Si la solution est gardée à ébullition pendant un certain temps, elle s'appauvrira progressivement en chlorure d'hydrogène et son point d'ébullition grimpera jusqu'à rejoindre celui de l'azéotrope.

Tension de vapeur de la solution : elle est composée de la pression partielle du chlorure d'hydrogène (155 mm de Hg ou 20,7 kPa) et de celle de l'eau (3 mm de Hg ou 0,4 kPa).

Limite de détection olfactive : 0,77 ppm, valeur exprimée en HCl (1ppm = 1,492 mg/m³).

Voies d'exposition et absorption

L'acide chlorhydrique exerce son action locale en réagissant avec les tissus pour former des plaques nécrotiques (escarres). Cette réaction limiterait la pénétration en profondeur dans les tissus.

B) Valeurs guides

NA

C) Profil toxicologique

Classement

Non renseigné

Effets cancérogènes

L'acide chlorhydrique n'est pas cancérogène pour l'animal car ce type d'effets n'a pas été mis en évidence chez l'animal (rats). De plus il n'est pas suspecté d'effets cancérogènes chez l'homme (observations de cohortes professionnelles). Il est donc classé par l'IARC dans le **groupe 3**.

Effets mutagènes

Aucune donnée concernant un effet mutagène in vivo n'a été trouvée dans les sources documentaires consultées.

Effets reprotoxiques

Aucune donnée concernant un effet reprotoxique in vivo n'a été trouvée dans les sources documentaires consultées.

Autres effets toxiques

L'exposition aux vapeurs et aux brouillards cause une irritation de la peau, des yeux et des voies respiratoires. Les symptômes sont des larmoiements, de la toux, des difficultés respiratoires, de la douleur oculaire, une conjonctivite et des brûlures. Les effets sur les voies respiratoires sont influencés par plusieurs

facteurs dont la taille des particules du brouillard, le site de déposition, la concentration et le taux d'humidité.

L'exposition à de fortes concentrations de vapeurs d'acide chlorhydrique (1 000 à 2 000 ppm) peut causer de l'œdème pulmonaire. Les symptômes de l'œdème pulmonaire (principalement toux et difficultés respiratoires) se manifestent souvent après un délai pouvant aller jusqu'à 48 heures. L'effort physique peut aggraver ces symptômes.

L'exposition chronique peut entraîner une irritation des voies respiratoires, des ulcérations nasales et l'installation d'un état de bronchite chronique. Il existe peu de données dans la littérature sur les effets chroniques de l'acide chlorhydrique. Une étude récente (1995) de l'US-EPA, sur des rats exposés par inhalation durant leur vie entière, a montré les effets suivants : hyperplasie des muqueuses du nez, du larynx et de la trachée.

D) Valeurs toxicologiques de référence

Les valeurs toxicologiques de référence disponibles pour la toxicité chronique sont présentées ci-après :

Acide chlorhydrique (7647-01-0)						
Effet	Voie d'exposition	Cible	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Non Cancérigène	Inhalation	Syst. respiratoire	rat	300	RfC = 20 µg/m³	US EPA (1995)
			rat	100	RfC = 9 µg/m ³	OEHHA (2002)

La valeur de l'OEHHA, basée sur la même étude que celle de l'US-EPA, de 9 µg/m³ est construite en appliquant un facteur de sécurité de 100 au lieu de 300. Cependant, il apparaît que la conversion de la LOAEL en LOAEL(HEC)¹ sur laquelle est basée cette valeur est erronée et ne prend pas en compte l'ensemble des termes de la formule de conversion. Par conséquent la confiance accordée à cette valeur est très limitée.

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La valeur US-EPA de 20 µg/m³ pour des effets irritants des voies respiratoires et de la muqueuse nasale est retenue pour cette évaluation avec un niveau de confiance moyen. Il ne s'agit pas de la valeur la plus conservatoire, mais la confiance accordée au REL de l'OEHHA est très limitée en raison du manque de transparence dans la construction de la valeur.

¹ HEC : Human Equivalent Concentration

Acide fluorhydrique

A) Propriétés intrinsèques de la substance

L'acide fluorhydrique ou fluorure d'hydrogène (CAS n°7664-39-3), HF, se présente au-dessous de 20°C sous la forme d'un liquide volatil, mobile, d'odeur très irritante, fumant à l'air. Sa masse molaire est de 20.01. Son point de fusion est de -83,4°C.

Il est stable et présente une grande aptitude à la polymérisation. Il réagit violemment avec les bases fortes anhydres ou en solutions concentrées.

Le fluorure d'hydrogène est utilisé dans des domaines aussi différents que l'industrie minérale, l'industrie céramique-verrerie-cristallerie, la métallurgie, l'industrie chimique ou encore l'industrie du papier.

Voies d'exposition et absorption

L'absorption digestive du fluorure d'hydrogène est rapide et complète. L'absorption respiratoire est également très rapide, celle des aérosols de solutions aqueuses dépend de leur granulométrie.

Le passage percutané est suffisamment important pour entraîner la survenue d'une intoxication systémique grave, en cas de contamination étendue.

B) Valeurs guides

La valeur guide recommandée par l'OMS (Air Quality Guidelines for Europe) est de 1 µg/m³.

C) Profil toxicologique

Classement

Les symboles classant l'acide fluorhydrique sont **C (Corrosif)** et **T+ (très toxique)**.

Les phrases de risque qui le représentent sont : **R 26/27/28** – Très toxique par inhalation, par contact avec la peau et par ingestion., **R 35** – Provoque de graves brûlures.

Effets cancérogènes

L'acide fluorhydrique n'est pas classifié comme cancérogène (**Groupe 3** de l'UE ou **groupe D** de l'US EPA) du fait du manque de preuves de cancérogénicité chez l'homme et chez l'animal.

Effets mutagènes

Aucune donnée concernant un effet mutagène in vivo ou in vitro sur des cellules de mammifères n'a été trouvée dans les sources documentaires consultées.

Effets reprotoxiques

Aucune donnée concernant les effets reprotoxiques n'a été trouvée dans les sources documentaires consultées.

Autres effets toxiques

Les études épidémiologiques et les cas cliniques publiés ne concernent que des populations ou des individus exposés simultanément au fluorure d'hydrogène, aux fluorures et/ou fluorosilicates. La cinétique du fluorure d'hydrogène ne différant pas de celle de ses dérivés minéraux solubles, leurs toxicités systémiques à terme sont probablement identiques.

Chez l'homme, l'exposition chronique conduit à une irritation des muqueuses oculaires, respiratoires (épistaxis, pharyngite, laryngite, bronchite) et elle peut naturellement entraîner la fluorose (augmentation de

la densité osseuse avec calcification interosseuses et apparition d'arthralgies). L'apparition de phénomènes de sensibilisation cutanée a été discutée, par contre l'irritation de la peau est établie.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France.

Acide fluorhydrique (7664-39-3)					
Voie d'exposition	Cible	Espèce	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Inhalation	Densité osseuse	homme	10	REL = 14 µg/m ³	OEHHA (2003)
Ingestion	Fluorose dentaire	homme	1	REL = 0,04 mg/kg/j	OEHHA (2000)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

L'OEHHA propose une valeur de 14 µg/m³ pour le HF. Cette valeur basée sur des données humaines est celle que nous retiendrons dans la présente étude.

Dioxines et PCB-DL

A) Propriétés intrinsèques

Propriétés physico-chimiques et origine

On regroupe par généralement sous le terme de dioxines, les polychloro-dibenzo dioxines (PCDD) et les polychloro-dibenzo furanes (PCDF), molécules relativement complexes comprenant 210 congénères (75 PCDD et 135 PCDF). Parmi ces congénères, 17 composés sont connus pour leur toxicité. Ces produits sont des sous produits de procédés industriels ou de combustion. Ils apparaissent de manière indésirable à l'occasion de processus thermique engendrant des composés organochlorés. Les principaux émetteurs industriels de dioxines sont la le blanchiment de la pâte à papier, les usines d'incinération, la métallurgie, les fonderies, etc.

La toxicité de ces composés pourrait se manifester selon un mécanisme identique, ce qui justifie l'adoption du concept d'Equivalent Toxique. Cet indice I-TEQ (équivalent toxique en anglais) résume en une seule valeur la contamination du milieu par un mélange des 17 substances considérées comme les plus toxiques. A chacune d'elles est appliqué un coefficient correspondant à leur toxicité. Les deux référentiels des facteurs d'équivalent toxiques actuellement appliqué sont : celui du NATO/CCMS de 1988 et celui de l'OMS de 1997.

Ces produits peuvent se retrouver dans tous les compartiments de l'environnement (l'air, l'eau et le sol) et contaminer la faune et la flore. A noter que la contamination des sols se fait essentiellement par des résidus dépôts atmosphériques.

Voies d'exposition et absorption

Compte tenu du caractère fortement liposoluble des dioxines, on les retrouve particulièrement dans les organismes riches en graisse tels que poissons, crustacés, laits et produits laitiers, œufs et viande.

La source principale d'exposition chez l'homme est l'ingestion. En effet, les effets toxicologiques des PCDD et PCDF sont directement liés à la concentration dans les tissus c'est-à-dire à la charge corporelle et non à la dose journalière. La cinétique d'élimination est très faible et il y a donc accumulation dans l'organisme.

Les dioxines demeurent dans l'environnement et s'accumulent dans les organismes vivants. Les résidents des pays industrialisés sont constamment exposés à des quantités infimes de dioxines par leur présence dans les aliments, l'eau, l'air, le sol. **Les denrées alimentaires constituent la principale source d'exposition aux dioxines. L'ingestion contribue pour plus de 90% à l'exposition globale.**

B) Valeurs guides

Denrées alimentaires

Le Comité permanent de la chaîne alimentaire et de la santé animale a initié en 2011 une révision des teneurs maximales de dioxines/furannes et PCB de type dioxine et la mise en place des teneurs maximales pour les PCB de type non-dioxine dans différentes denrées alimentaires. Deux textes réglementaires servent désormais de référence pour ces seuils et modifient :

- La recommandation 2011/516/UE sur la réduction de la présence de dioxines, de furannes et de PCB dans les aliments pour animaux et les denrées alimentaires, concernant les seuils d'intervention
- Le règlement (UE) n° 1259/2011 (modifiant le règlement (CE) n° 1831/2003) en ce qui concerne les teneurs maximales en dioxines, en PCB de type dioxine et en PCB autres que ceux de type dioxine des denrées alimentaires

Ce dernier comprend en particulier, pour application **depuis le 1er janvier 2012** :

- la révision des teneurs maximales pour les dioxines/furannes et pour les PCB de type dioxine ;

- la définition de nouveaux facteurs d'équivalents toxiques qui sont désormais ceux définis par l'OMS en 2005, et non plus ceux de 1998.
- l'introduction de teneurs maximales pour les PCB de type non-dioxine (ICES-6).

Les changements concernant les seuils d'intervention et les teneurs maximales pour les dioxines/furannes et les PCB de type dioxine sont principalement basés sur la redéfinition des facteurs d'équivalence toxique.

Ainsi, les valeurs maximales réglementaires sont :

	Somme des dioxines (OMS-PCDD/F-TEQ)	Somme des dioxines et PCB de type dioxine (OMS-PCDD/F-PCB-TEQ)
Œufs*	2,5 pg/g de graisses	5,0 pg/g de graisses
Lait	2,5 pg/g de graisses	5,5 pg/g de graisses

*Pour les œufs, il est à noter que la réglementation ne s'applique qu'aux élevages commerciaux et non aux particuliers élevant des volailles pour leur consommation privée.

Les PCDD/F ont été dosés dans 797 échantillons de denrées alimentaires recueillies entre 2002 et 2004 [plans de surveillance et de contrôle de la Direction générale de l'alimentation (DGAL) pour les produits d'origine animale, données du Centre national interprofessionnel de l'économie laitière (CNIEL) pour le lait, données de la Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes (DGCCRF) pour les produits végétaux et échantillonnage particulier de l'Afssa et du LABERCA (Laboratoire d'Etude des Résidus et des Contaminants dans les Aliments de l'Ecole nationale vétérinaire de Nantes) pour certains produits céréaliers] ; La contamination moyenne en PCDD/F+PCB-DL¹ des échantillons des 21 groupes d'aliments, exprimés en pg TEQ_{OMS}/kg de poids brut (PB) ou de matière grasse (MG) peut être résumée de la façon suivante:

- les niveaux les plus élevés sont retrouvés dans la viande ovine (1,5-1,75 pg TEQ/g MG), et les plus faibles dans la viande de porc (0,4-0,6 pg TEQ/g MG). Dans les 2 cas, la part des PCB-DL représente environ 85% du TEQ total. Donc pour les **PCDD/F**, les niveaux de comparaison sont de **0,26 pg TEQ/g MG pour la viande ovine** et **0,09 pg TEQ/g MG pour la viande de porc**.
- le **lait** est légèrement moins contaminé que les viandes : 1,1 pg TEQ/g MG. La part des PCB-DL représente environ 60 % du TEQ total ; soit environ **0,44 pg TEQ/g MG pour les PCDD/F**.
- les **œufs** présentent un niveau de contamination totale de 1 pg TEQ/g MG. La part des PCB-DL représente 55% du TEQ total ; soit environ **0,45 pg TEQ/g MG pour les PCDD/F**.
- La contamination totale des produits végétaux n'excède pas 0,01 pg TEQ/g PB ;
- les poissons et autres produits de la mer sont les produits les plus contaminés. Les poissons de mer (sauvages et d'élevage) et les poissons pêchés en eau douce présentent un niveau de contamination de 2,7 à 2,9 pg TEQ/g PB. Les truites d'aquaculture ont un niveau de contamination moyenne de 0,8 pg TEQ/g PB. Les PCB-DL représentent 80 à 85 % du total. Donc pour les **PCDD/F**, les niveaux de comparaison sont d'environ **0,6 pg TEQ/g PB pour les poissons de mer et les poissons pêchés en eau douce** et **0,16 pg TEQ/g PB pour les truites d'aquaculture**.
- La contamination moyenne des autres produits de la mer, tels que les mollusques, les crustacés et les céphalopodes, est moins élevée (1,34 pgTEQ/g PB pour les mollusques). Les PCB-DL représentent 55 % à 75 % du total ; soit environ **0,6 pg TEQ/g PB pour les PCDD/F**.

¹ PCB/DL : PCB Dioxin like

Sols

Les données retrouvées dans la littérature sont d'une part une synthèse des mesures dans différents pays d'Europe, que nous retiendrons uniquement dans ce cadre comparatif (tableau ci-dessous) et d'autre part les valeurs synthétisées par le BRGM dans un rapport récent (. Concentrations en dioxines (PCDD et PCDF) dans les sols de différents pays européens.

PCDD/PCDF en pg I-TEQ /g de sol	
Zones rurales	
Pays-Bas (1991)	2,2 à 16
Autriche (1989 ; 1989-1993)	1,6 à 14 (pâturages) <1 à 64 (forêts)
Allemagne (1992)	1 à 5
Belgique (1992)	2
France (1999)	0,02 à 1
Zones urbaines	
Allemagne (1992)	10 à 30
France (1999)	0,2 à 17
Zones industrielles	
France (1999)	20 à 60
Allemagne (1992)	50-150
Pays-Bas (1990-1991)	13-252 (incinérateurs municipaux)

Sources : Commission européenne DG Environnement 1999

L'étude du BRGM réalisée sur 342 échantillons de sols en France entre 1998 et 2007 (Dioxines/Furanes dans les sols français Second Etat des Lieux, analyses 1998-2007, BRGM mars 2008) donne les concentrations suivantes :

- Médiane : 2,2 ng TEQ / Kg MS
- P90 = 20,5 ng TEQ / Kg MS

Une fois exclues les quelques données particulières, il devient possible pour le BRGM de proposer des valeurs de bruit de fond anthropique en PCDD/F (hors PCB DL) dans les sols selon deux classes :

- les zones rurales (toutes anciennetés) et urbaines (n'ayant pas connues le fonctionnement d'un incinérateur au-delà des 10 dernières années) ;

- les zones urbaines/industrielles (ayant connues le fonctionnement d'un incinérateur au-delà des 10 dernières années)

ng TEQ-OMS ₉₇ /kg MS	Médiane	P90	Nombre d'analyses
zones rurales (toutes anciennetés) et urbaines (principalement < 10 ans)	1,3	3,2	138
zones urbaines/industrielles (principalement > 10 ans)	4,7	20,8	58

Les données en gras présentées dans le tableau ci-dessus sont celles que nous retiendrons comme valeur de comparaison.

La prise en compte des PCB-DL dans les analyses de sols conduirait à une augmentation de 17 à 66 % du TEQ OMS₉₇/kg MS (la contribution des PCB-DL non ortho étant majoritaire : dont 11-30 % pour congénère 126).

C) Profil toxicologique

Classement

Les dioxines ne sont pas classées par l'Union Européenne (recherche basée sur la 2,3,7,8-TCDD).

Effets cancérigènes

L'IARC place la **2,3,7,8-TCDD** dans le **groupe 1**, et les autres PCDD et PCDF dans le **groupe 3**.

L'US-EPA n'a pas établi de classification pour la 2,3,7,8-TCDD ni pour les dioxines (Base de données IRIS) mais dans une Réévaluation des risques liés aux dioxines en cours d'approbation (Projet au 30-06-02) l'US-EPA considère que l'ensemble des dioxines ont un potentiel cancérigène, sur la base de récepteurs cellulaires communs.

Les dioxines ne sont pas prises en compte dans la classification des substances au niveau européen.

S'il existe un consensus international pour appliquer aux dioxines la méthode des équivalents toxiques, il n'y a par contre à l'heure actuelle pas de consensus sur le type d'effets toxiques commun à l'ensemble des dioxines et sur les mécanismes des éventuels effets cancérigènes. L'IARC considère en particulier que seule la 2,3,7,8 TCDD est cancérigène pour l'homme, alors que l'US-EPA considère que toutes les dioxines peuvent être cancérigènes.

Effets mutagènes

Les dioxines ne sont pas prises en compte dans la classification des substances au niveau européen.

Effets sur la reproduction

Les dioxines ne sont pas prises en compte dans la classification des substances au niveau européen.

Autres effets toxiques

Afin de pouvoir caractériser la charge toxique liée aux dioxines, un indicateur a été développé au niveau international : l'équivalent toxique TEQ. La toxicité de ces composés pouvant se manifester selon un mécanisme identique, justifie l'adoption de ce concept d'Equivalent Toxique.

A chaque congénère est ainsi attribué un coefficient de toxicité, qui a été estimé en comparant l'activité du composé considéré à celle de la 2,3,7,8 TCDD. L'équivalent toxique d'un mélange de congénères est obtenu en sommant les teneurs des 17 composés les plus toxiques, multipliés par leurs facteurs d'équivalents toxiques respectifs.

Les deux référentiels des facteurs d'équivalent toxiques actuellement appliqué sont : celui du NATO/CCMS de 1988 et celui de l'OMS de 1997.

Il a été montré à maintes reprises que l'exposition à des doses relativement élevées de dioxines entraîne des effets dermatologiques (chloracné). Cependant, il ne semble pas exister de relation directe entre le niveau d'exposition et cette manifestation. Des études chez les travailleurs de l'industrie et dans la population exposée accidentellement à Seveso ont montré une élévation transitoire des enzymes hépatiques. Une augmentation des GGT (gamma glutamyl transférases) a été observée chez les enfants de Seveso peu de temps après l'accident, mais elle avait disparu cinq ans plus tard. Il en est de même pour l'acide D-glucariique.

Chez les enfants et les adultes. Les niveaux sériques de transaminases (glutamique, oxalo-acétique et pyruvique) n'étaient pas augmentés une dizaine d'années après l'exposition.

Un risque augmenté de maladies cardiovasculaires et une modification des taux de lipides sanguins (cholestérol total et triglycérides augmentés) ont été observés dans certaines études de travailleurs de l'industrie, à Seveso et dans l'étude Ranch Hand (anciens combattants du Viêt Nam exposés à l'agent orange, mélange défoliant fortement contaminé en dioxines). Cependant, les résultats ne sont pas entièrement cohérents entre les différentes études. Un risque augmenté de diabète a été retrouvé à Seveso et dans la cohorte Ranch Hand. L'ensemble des résultats indique une augmentation de la mortalité cardiovasculaire pour les groupes les plus exposés.

D'autres effets ont été décrits, comme des modifications de la fonction thyroïdienne, des effets neurologiques ou neuropsychologiques, mais les résultats reposent sur peu d'observations.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

DIOXINES						
Effet	Voie d'exposition	cible	espèce	Facteur de sécurité	valeur	source
chronique	Ingestion	Syst. cutané et hépatique	rat	-	DJT = 1 à 4 pg TEQ/kg/j	OMS (1999)
			rat	10	pTDI = 2 pg TEQ/kg/j	RIVM (2009)
		Effets reprotoxiques masculins fonction thyroïdienne	homme	30	RfD = 0.7 pg/kg/j	US-EPA (2012)
	Inhalation	multiples	rat	-	REL = 40 pg/m ³	OEHA (2000)

Les valeurs recommandées par l'OMS et la commission européenne ont évolué très rapidement durant les 5 dernières années. L'OMS a fixé en 1998, une dose journalière tolérable (DJT) de 1 à 4 pg TEQ/kg/j, 4 étant la DJT à respecter et 1 l'objectif à atteindre. Cette valeur est basée sur une dose sans effets nocif (NOAEL : dose déterminée expérimentalement à partir d'étude chez l'animal et pour laquelle aucun effet délétère n'a été observé) de 1 ng/kg/j auquel a été appliqué un facteur de sécurité de 1000.

En 2012, l'US-EPA propose pour la seule 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD – CAS n°1746-01-6) une valeur de RfD de 7.10⁻¹⁰ mg/kg/j.

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

Les valeurs recommandées par l'OMS et la commission européenne ont évoluées très rapidement durant les 5 dernières années. L'OMS a fixé en 1998, une dose journalière tolérable (DJT) de 1 à 4 pg TEQ/kg/j, 4 étant la DJT à respecter et 1 l'objectif à atteindre. Cette valeur est basée sur une dose sans effets nocif (NOAEL : dose déterminée expérimentalement à partir d'étude chez l'animal et pour laquelle aucun effet délétère n'a été observé) de 1 ng/kg/j auquel a été appliqué un facteur de sécurité de 1000.

En toute rigueur également, à côté de la VTR de l'OMS, il serait possible de sélectionner une ou plusieurs VTR présente dans d'autres bases de données officielles et dont la construction est solide ; par exemple l'ATSDR. On notera que nombre d'organismes ont fixé une VTR de même valeur numérique : 1 pg TEQ/kg/j, reflétant une grande cohérence d'analyse. C'est la valeur que nous retiendrons pour l'ensemble des risques liés à l'ingestion de Dioxines (risques à seuil d'effet et risque cancérigène).

L'US-EPA a déterminé en 2000 un ERU₀ pour les dioxines de $1 \cdot 10^{-3}$ (pgTEQ/kg/jour)⁻¹. Cette estimation est basée sur une approche stochastique qui induit des incertitudes importantes sur la valeur proposée (Information Sheet 1 et 2, May 25, 2001). On notera que l'US-EPA référence dans sa base de données IRIS une VTR $(6.2 \cdot 10^3 \text{ (mgTEQ/kg/jour)}^{-1})$ pour les seules hexachlorodibenzodioxines qui ne comprennent pas la dioxine de Seveso considérée comme la plus toxique. . Pour la 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin, l'EPA n'a toujours pas (mars 2012) finalisé l'anayse pour les effets cancérigène.

Plus de 90% de l'exposition humaine passe par l'alimentation, principalement la viande, les produits laitiers, les poissons et les fruits de mer. On observe les concentrations les plus élevées dans certains sols, sédiments et aliments, notamment les produits laitiers, la viande, le poisson et les crustacés. En revanche, les concentrations sont très faibles dans les plantes, dans l'eau et dans l'air (OMS, 2010). Par conséquent, et en raison du manque d'information précise sur la REL de l'OEHA, nous ne retiendrons pas de VTR pour les effets toxiques par inhalation.

Le mécanisme d'action cancérigène des dioxines est non génotoxique. Il est alors logique de construire une VTR à seuil pour ces substances. Par conséquent, nous ne retiendrons pas cette valeur d'ERU₀ dans la présente étude.

Les facteurs d'équivalent toxiques permettant de calculer la concentration équivalente (I-TEQ) utilisés sont ceux de l'OMS (1997) présentés ci-dessous.

	I-TEF OTAN (1994)	I-TEF OMS (1997)
PCDD		
2,3,7,8-tétraCDD	1	1
1,2,3,7,8-pentaCDD	0,5	1
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	0,01	0,01
OCDD	0,001	0,001
PCDF		
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1
1,2,3,7,8-pentaCDF	0,05	0,05
2,3,4,7,8-pentaCDF	0,5	0,5
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	0,1	0,1

	I-TEF OTAN (1994)	I-TEF OMS (1997)
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	0,01	0,01
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	0,01	0,01
OCDF	0,001	0,0001

HAP – hydrocarbures aromatiques polycycliques

A) Propriétés intrinsèques des HAP

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

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

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

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

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

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

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

les constantes de Henry (à 25°C) sont comprises entre $2,69 \cdot 10^{-5}$ kPa.m³/mol pour B[g,h,i]P et 0.045 kPa.m³/mol pour le naphtalène.

On note que les propriétés physico-chimiques du B[a]P sont proches de celles du B[g,h,i]P : solubilité de 0.0016 mg/l (25 °C), une pression de vapeur de $7,32 \cdot 10^{-7}$ Pa (25°C) et une constante de Henry de $4,63 \cdot 10^{-5}$ kPa.m³/mol.

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

Voies d'exposition et absorption

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

Taux d'absorption cutané

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

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

Les études recensées et synthétisées par l'INERIS et l'INVS¹ les ont incité à prendre des taux d'absorption pour l'ensemble des HAP de 5 % pour 8 heures et 4 % pour 6 heures d'exposition. Ramené à la journée (24 h), le taux d'absorption serait de 16 %.

L'US-EPA² recommande de prendre en compte un taux de 13 % sur 24 heures.

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

Compte tenu de la variabilité des données et dans la mesure où l'évaluation détaillée des risques doit être à la fois conservatrice et proportionnée, nous retiendrons un taux d'absorption cutané de 10 % pour les HAP excepté le phénanthrène pour lequel des études particulières³ ont montré un taux plus important de 80 %.

Taux d'absorption orale

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

Taux d'absorption inhalation

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

B) Valeurs guides

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

Dans l'air intérieur, l'OMS (2010) propose une valeur guide de 10 µg/m³ en moyenne annuelle pour le naphtalène.

Dans l'air intérieur, Le rapport final du projet INDEX : « Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU », 2005 élaboré par l'institut de la protection de la santé et du consommateur établit pour le naphtalène une concentration d'exposition limite sur le long terme de 10 µg/m³. Les concentrations dans l'air intérieur en Europe seraient de l'ordre de 10 fois inférieures à cette limite (INDEX, 2005).

De manière analogue, compte tenu des connaissances actuelles, l'ANSES (2009) ne propose qu'une valeur guide pour des expositions chroniques au naphtalène pour des effets non cancérogènes : VGAI long terme de 10 µg/m³. L'OMS considère que la présence de HAP dans l'air (2000) et en particulier l'air intérieur (2010) est préoccupante pour la santé, proposant un Excès de risque unitaire, la concentration correspondant à un risque de 10⁻⁵ pour l'OMS est de 0,12 µg/m³ en B(a)P.

La transposition de la directive européenne 2004/107/CE en droit français, dans le Décret 2010-1250 du 21 octobre 2010 fixe, pour le BaP sous forme particulaire, une valeur cible dans l'air de 0,001 µg/m³, applicable au 31/12/2012.

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

¹ Rapport d'évaluation du risque sanitaire résiduel pour les populations fréquentant les plages après dépollution du fioul de l'ERIKA. Juillet 2000

² dans l'ouvrage Risk assessment guidance for superfund, 2001

³ voir fiche toxicologique de ce produit par l'INERIS

C) Profil toxicologique

Classement

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

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

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

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

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

Effets cancérogènes

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

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

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

Pour ces composés, les phrases de risque ne mentionnent pas non plus le caractère cancérigène, et l'article de Nisbet et Lagoy (1992) proposant des facteurs d'équivalent toxique (TEF cité ci-après) mentionne l'absence de données précises leur ayant permis d'aboutir à ces valeurs.

Pour le naphtalène, le potentiel cancérigène n'a pas été prouvé et à la différence des HAP à plus de 3 noyaux aromatiques, il n'est pas mutagène directement. La phrase de risque de ce composé ne fait pas non plus mention de cancérogénicité (phrase R40 ou R45).

La position de l'IARC, récente (2002), place le naphtalène dans le groupe 2B, et non en 2A, en dépit des résultats chez l'animal sur 2 espèces ; ce point de vue, c'est-à-dire l'impossibilité actuelle de conclure que le naphtalène est un cancérogène probable pour l'homme, est partagé par un grand nombre des experts réunis par l'US-EPA (cf. résultats de la réunion sur le site US-EPA, en date de septembre 2004).

Effets Mutagènes

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

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

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

Effets sur la reproduction

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

Autres effets toxiques

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

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

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

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

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

L'étude principale mettant en évidence l'effet du fluoranthène administré par voie orale est l'étude de l'US EPA de 1988 (a,b,c) dans laquelle les souris mâles et femelles ont été exposées par voie orale (gavage) à

125, 250 ou à 500 mg/kg/j de fluoranthène pendant 13 semaines. Cette étude a montré qu'à ces doses, le fluoranthène n'induisait pas d'effets sur le système respiratoire, cardiaque ou musculo-squelettique. Par contre, il a été montré une influence du fluoranthène sur l'augmentation du poids relatif du foie et l'augmentation du taux d'enzymes hépatiques.

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

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

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

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

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

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

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

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

D-1) Effets cancérogènes

Benzo-a-pyrene (Cas n°50-32-8)

On notera que les valeurs toxicologiques du B(a)P peuvent servir à établir des VTR pour les effets cancérogènes des autres HAP -Voir le chapitre sur les TEF (facteurs d'équivalent toxique).

Benzo(a)Pyrène (50-32-8)				
Voie d'exposition	Organe critique / type d'effet	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Tractus respiratoire	hamster	ERUi = $1,1 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2002)
		homme	ERUi (mélange HAP) = $8,7 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OMS (2000)
Orale	Cancer multi-site	Rats/souris	ERUo = $7,3 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$	US EPA (1994)
		Rats/souris	ERUo = $0,2 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$	RIVM (2001)
		hamster	ERUo = $12 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$	OEHHA (2002)

Naphtalène (Cas n°91-20-3)

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

Naphtalène (Cas n°91-20-3) – effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effet critique	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Epithélium nasal	Rat et souris	ERUi = $3,4 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2005)
Orale	Epithélium nasal	Rat et souris	ERUo = $0,12 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$	OEHHA (2005)

Ces valeurs ont été élaborées par l'OEHHA à partir des études du NTP (1992 et 2000), principalement à partir des données obtenues chez les souris femelles (NTP, 1992) et chez les rats mâles et femelles (NTP, 2000).

Ces études ont montré, entre autres, une augmentation de l'incidence des adénomes et des carcinomes broncho-alvéolaires, une augmentation de l'incidence des neuroblastomes et adénomes de l'épithélium nasal respectivement olfactif et respiratoire chez les rats.

Sur la base de ces résultats, l'OEHHA a calculé un ERUo et un ERUi pour chaque type de tumeurs observées, à l'aide d'un modèle linéaire multiétape (Armitage et Doll, 1954) puis une extrapolation des données animales vers l'homme a été réalisée en prenant en compte la méthode benchmark dose (BMD).

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

Nous avons comparées ces valeurs à celles qui sont obtenues à partir de la VTR pour un mélange de HAP et d'un facteur d'équivalent toxique de 0,001. L'ERU de l'OEHA est environ 30 fois plus contraignant que celui ainsi calculé.

Ces grands écarts associés à la faiblesse des données spécifiques au naphtalène nous conduisent à retenir l'approche par équivalent toxique.

Facteur d'équivalent toxique des HAP (TEF)

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

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

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

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

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

La comparaison entre le tableau ci-dessus et le tableau de synthèse des classifications des HAP par rapport à leur cancérogénicité montre que pour l'anthracène, le benzo(g,h,i)pyrène, l'acénaphthylène, le fluoranthène, le fluorène, le phénanthrène, le pyrène et l'acénaphène, bien que classés 3 par le CIRC et/ou D par l'US-EPA,

ou non classé, des TEF sont proposés par certains auteurs. Il en est de même pour le naphtalène dont les effets cancérogènes sont considérés comme non associés à ceux des autres HAP.

D-2) Effets toxiques non cancérogènes

Acénaphène (83-29-9)						
Exposition	Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Orale	Syst. hépatique	souris	3000	RfD = 0.06 mg/kg/j	US EPA (1994)

Anthracène (120-12-7)						
Exposition	Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Subchronique	Orale	Syst. hépatique	souris	100	MRL = 10 mg/kg/j	ATSDR (1995)
Chronique	Orale	aucun	souris	3000	RfD = 0.3 mg/kg/j	US EPA (1993)

Benzo(g,h,i)perylene (191-24-2)						
Absence de valeur cohérente						

Fluoranthène (CAS n°206-44-0) et Fluorène (CAS n°86-73-7)						
Exposition	Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Orale	Néphrotoxicité	souris	3000	RfD = 0.04 mg/kg/j	US EPA (1993)

Naphtalène (Cas n°91-20-3)						
Exposition	Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Inhalation	Syst. respiratoire	souris	300	MRL (0.7 ppb)= 4 µg/m³	ATSDR (2005)
			souris	3000	RfC = 3 µg/m³	US EPA (1998)
			souris	1000	REL = 9 µg/m³	OEHA (2003)
	Orale	Diminution poids corporel	rat	3000	RfD = 0,02 mg/kg/j	US EPA (1998)

Phénanthrène (Cas n°85-01-8)						
Exposition	Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Orale	Cf. les travaux du TPHCWG ¹			TDI = 0.04 mg/kg/j	RIVM (1999-2000)

Pyrène (Cas n° 129-00-0)						
Exposition	Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Orale	rein	souris	3000	RfD = 0.03 mg/kg/j	US-EPA (1989)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

E-1) Effets cancérigènes

Le choix des valeurs toxicologiques de référence a été réalisé conformément à la position de l'INERIS² qui est reprise ci-après.

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

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

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

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

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

¹ Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working group.

² INERIS. « Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) Evaluation de la relation dose réponse pour des effets cancérigènes : Approche substance par substance : FET) et approche par mélange. » Rapport final, 18 décembre 2003.

TEF choisis et VTR associées

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

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

	TEF retenus	ERUo (mg/kg/j)-1	ERUi (µg/m³)-1
Naphtalène	0.001	0.0002	1.10E-06
Acénaphtylène	0.001	0.0002	1.10E-06
Acénaphtène	0.001	0.0002	1.10E-06
Fluorène	0.001	0.0002	1.10E-06
Phénanthrène	0.001	0.0002	1.10E-06
Anthracène	0.01	0.002	1.10E-05
Fluoranthène	0.001	0.0002	1.10E-06
Pyrène	0.001	0.0002	1.10E-06
Benzo(a)anthracène	0.1	0.02	1.10E-04
Chrysène	0.01	0.002	1.10E-05
benzo(b)fluoranthène	0.1	0.02	1.10E-04
benzo(k)fluoranthène	0.1	0.02	1.10E-04
Benzo(a)pyrène	1	0.2	1.10E-03
Dibenzo(a,h)anthracène	1	0.2	1.10E-03
benzo(g,h,i) pérylène	0.01	0.002	1.10E-05
indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0.1	0.02	1.10E-04

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

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

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

E-2) Effets toxiques non cancérogènes

Acénaphthène (83-29-9)

La VTR retenue pour les effets toxiques non cancérogènes pour des expositions chroniques par ingestion est celle proposée par l'US-EPA : RfD de 0.06 mg/kg/j, seule valeur disponible pour des durées d'exposition chroniques.

La RfC de l'acénaphthène n'est pas disponible dans la littérature. Elle peut être dérivée à partir de la RfD (0,06 mg/kg/j), pour les adultes et enfants en prenant les paramètres présentés dans le chapitre 1 et un taux d'absorption de 40 % par voie orale.

La RfC ainsi calculée serait de 72 µg/m³ pour l'adulte et 36 µg/m³ pour l'enfant de moins de 7 ans.

Anthracène (120-12-7)

La VTR retenue pour les effets toxiques non cancérogènes pour des expositions chroniques par ingestion est celle proposée par l'US-EPA : RfD de 0.3 mg/kg/j, seule valeur disponible pour des durées d'exposition chroniques.

La RfC de l'anthracène n'est pas disponible dans la littérature. Elle peut être dérivée à partir de la RfD (0,3 mg/kg/j), pour les adultes et enfants en prenant les paramètres présentés dans le chapitre 1 et un taux d'absorption de 40 % par voie orale. La RfC ainsi calculée serait de 360 µg/m³ pour l'adulte et 180 µg/m³ pour l'enfant de moins de 7 ans.

Fluoranthène (CAS n°206-44-0) et Fluorène (CAS n°86-73-7)

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques non cancérogènes du fluoranthène et du fluorène par ingestion est celle proposée par l'US-EPA : RfD de 0.04 mg/kg/j, seule valeur disponible pour des durées d'exposition chroniques.

Les RfC du fluoranthène et du fluorène ne sont pas disponibles dans la littérature. Elles peuvent être dérivées à partir de la RfD (0,04 mg/kg/j), pour les adultes et enfants en prenant les paramètres présentés dans le chapitre 1 et un taux d'absorption de 40 % par voie orale. La RfC ainsi calculée serait de 48 µg/m³ pour l'adulte et 24 µg/m³ pour l'enfant de moins de 7 ans.

Naphtalène (Cas n°91-20-3)

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

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques non cancérogènes du naphtalène par inhalation est celle proposée par l'US-EPA de 3 10⁻³ mg/m³. Cette valeur est du même ordre de grandeur que celle proposée par l'ATSDR en 2005. Bien que le facteur de sécurité appliqué paraisse trop élevé, elle est retenue à titre de prudence afin de prendre en compte les travaux en cours sur les effets cancérogènes du naphtalène.

Phénanthrène (CAS n°85-01-8)

En l'absence d'autres valeurs spécifiques, compte tenu que l'absorption par voie cutanée du phénanthrène est importante au regard des autres HAP le TDI de 0.04 mg/kg/j est retenu, malgré les incertitudes importantes sur l'extrapolation réalisée par le RIVM.

La RfC du phénanthrène n'est pas disponible dans la littérature. Elle peut être dérivée à partir de la RfD (0,04 mg/kg/j), pour les adultes et enfants en prenant les paramètres présentés dans le chapitre 1 et un taux d'absorption de 40 % par voie orale. La RfC ainsi calculée serait de 48 µg/m³ pour l'adulte et 24 µg/m³ pour l'enfant de moins de 7 ans.

On notera que ces valeurs sont entachées d'une incertitude importante.

Pyrène (CAS n°129-00-0)

En l'absence d'autres valeurs spécifiques, nous retiendrons pour les effets chroniques non cancérogènes par ingestion du phénanthrène une VTR de 0,03 mg/kg/j, seule valeur disponible pour des durées d'exposition chroniques.

La RfC du pyrène n'est pas disponible dans la littérature. Elle peut être dérivée à partir de la RfD (0,03 mg/kg/j), pour les adultes et enfants en prenant les paramètres présentés dans le chapitre 1 et un taux d'absorption de 40 % par voie orale. La RfC ainsi calculée serait de 36 µg/m³ pour l'adulte et 18 µg/m³ pour l'enfant de moins de 7 ans.

Arsenic (As)

A) Propriétés intrinsèques

Propriétés physico-chimiques et origine

L'arsenic se présente généralement sous forme de cristaux gris, brillants, d'aspect métallique.

La masse molaire de l'arsenic est de 74,92 g/mol ; sa densité est de 5,727 et son point de fusion se situe entre 613 et 615°C (INERIS, 2004).

L'arsenic est assez répandu dans la nature en particulier dans les roches qui renferment plus de 99 % de l'arsenic présent dans la croûte terrestre sous forme de minerais. Ses principaux minerais sont : le mispickel (FeAsS), le réalgar (As_2S_2), l'orpiment (As_2S_3), la loellingite (As_2Fe). D'autres sources naturelles d'émission d'arsenic dans l'atmosphère sont l'activité volcanique et les feux de forêts.

Les composés de l'arsenic les plus couramment utilisés dans l'industrie sont le pentoxyde de diarsenic, l'arséniate de calcium, l'arsénite de cuivre, l'arsénite de sodium, le trichlorure d'arsenic et le trioxyde d'arsenic (As_2O_3) le plus important commercialement.

La majeure partie de l'arsenic anthropique atmosphérique provient des fumées émanant des industries de production d' As_2O_3 et de la combustion de produits fossiles (charbons, pétroles, huiles) qui contiennent un pourcentage important d'arsenic. En milieu réducteur et acide, on peut avoir dans les sols de l'arsine (gaz) dont la toxicité par inhalation est très élevée.

Voies d'exposition et absorption

Chez l'homme, l'absorption de l'arsenic est estimée à 95 % par voie orale et à 30 à 34 % par inhalation. La voie cutanée est une voie mineure d'absorption.

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) présente une limite de qualité des eaux pour la consommation humaine de 10 µg/l pour l'arsenic.

La concentration limite dans les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable issue de ce même texte réglementaire est de 100 µg/l.

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

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

Valeurs guides dans l'air

Dans l'air, aucune valeur guide n'a été déterminée par l'OMS. L'OMS précise cependant que la concentration de $6,6 \cdot 10^{-3}$ µg/m³ entrainerait pour une exposition durant la vie entière un excès de risque de $1 \cdot 10^{-5}$.

La transposition de la directive européenne 2004/107/CE en droit français dans le Décret 2010-1250 du 21 octobre 2010 fixe, pour l'arsenic sous forme particulaire, une valeur cible de 0,006 µg/m³ applicable au 31/12/2012.

C) Profil toxicologique

Classement

Le symbole classant l'arsenic est **T** (toxique). La phrase de risque qui le représente est : **R23/25** (toxique par inhalation et par ingestion).

Le symbole classant le trioxyde de di-arsenic est **T+** (très toxique). Les phrases de risque qui le représentent sont : **R45** : peut causer le cancer, **R28** : également très toxique en cas d'ingestion, **R34** : provoque des brûlures.

Effets cancérogènes

Au niveau de l'UE, le pentaoxyde et le trioxyde de di-arsenic sont placés en **catégorie 1**. L'arsenic inorganique est cancérogène pour l'homme : le CIRC-IARC l'a placé dans le **groupe 1** (1987). L'arsenic et l'ensemble de ses composés inorganiques sont également classés par l'US-EPA dans le **groupe A** (1998).

Effets Mutagènes

Le pentaoxyde d'arsenic, l'arséniate de plomb, l'arsenic, l'arsine ne sont pas classé mutagène.

Effets sur la reproduction

Aucun des composés de l'arsenic n'est classé reprotoxique par l'Union européenne.

Autres effets toxiques

En toxicité chronique, les données fournies concernent l'arsenic inorganique (sans distinction entre les formes pentavalentes et trivalentes).

Les effets toxiques chroniques des dérivés inorganiques de l'arsenic sont des atteintes cutanées (hyperkératoses, hyper et hypo-pigmentation), des effets cardiovasculaires (troubles de la conduction, atteinte du système vasculaire périphérique), des atteintes du système nerveux (paresthésie des extrémités des pieds et des mains) et des effets hépatiques et hémorragiques (anémie et leucopénie).

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent dans un premier temps les VTR correspondant aux effets cancérogènes et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer de **l'arsenic inorganique**.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. La plupart d'entre elles figurent dans la fiche toxicologique de l'INERIS (INERIS –DRC-01-25590-00DF258 ; juillet 2006).

Arsenic - effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Cancer pulmonaire	homme	ERU _i = $4,3 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	US EPA (1998)
		homme	ERU _i = $3,3 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2009)
		homme	ERU _i = $1,5 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OMS (2000)
Ingestion	Cancer peau	homme	ERU _o = $1,5 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$	US EPA (1998)
		homme	ERU _o = $1,5 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$	OEHHA (2009)

Arsenic – effets toxiques à seuil					
Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Inhalation	Syst. nerveux, cardiovasculaire et effets sur le développement	souris	1000	REL = 0,015 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	OEHHA (2008)
	Système pulmonaire	homme	10	TCA = 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	RIVM (2001)
Ingestion	Syst. cutané	homme	3	MRL = 0,0003 mg/kg/j	ATSDR (2007)
		homme	3	RfD = 0,0003 mg/kg/j	US EPA (1993)
		homme	2	TDI = 1.10^{-3} mg/kg/j	RIVM (2001)
		homme	-	DHTP = 0,015 mg/kg	OMS (1994)
	Syst. nerveux, cardiovasculaire et effets sur le développement	enfant	30	REL = $3,5.10^{-6}$ mg/kg/j	OEHHA (2008)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La VTR retenue pour les effets **cancérigènes par ingestion** est celle proposée par l'US-EPA (IRIS 1998), soit un ERUo de **$1,5 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$** (1998). Cette valeur a été établie à partir du rapport de synthèse réalisé par l'US EPA en 1988. Les études ayant fourni les valeurs pour l'établissement d'une relation dose effet sont celles de Tseng et al., (1968) et Tseng (1977). Les effets critiques retenus sont le taux de prévalence de cancers cutanés en fonction des doses et de l'âge, selon un modèle multi-étapes de type linéaire et quadratique. Des contradictions apparaissant dans le document de Santé Canada, l'INERIS conseille également de retenir l'ERUo de $1,5 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$ recommandé par l'US EPA et l'OEHHA.

La VTR retenue pour les effets **cancérigènes par inhalation des formes inorganiques de l'arsenic** est celle proposée par l'OMS soit un ERUi de **$1,5.10^{-3} \text{ (}\mu\text{g}/\text{m}^3\text{)}^{-1}$** , ce choix est réalisé compte tenu du nombre plus important d'études intégrées à l'élaboration de cette VTR.

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques **non cancérigènes par ingestion** des formes inorganiques de l'arsenic est celle proposée par l'US-EPA (1998) et l'ATSDR (2005), soit une RfD de **$3.10^{-4} \text{ mg/kg/j}$** pour les atteintes cutanées. On note que le facteur de sécurité est faible (3) et que la VTR sélectionnée est plus conservatoire que celle proposée par l'OMS et le RIVM.

Nous considérons que la valeur de l'OEHHA est trop contraignante en raison de l'espèce testée, connue pour être plus sensible à l'arsenic que l'homme et en raison du facteur de sécurité très élevé. Par conséquent, la VTR chronique retenue pour les effets toxiques **non cancérigènes par inhalation** des formes inorganiques de l'arsenic est la valeur du RIVM de **$1 \mu\text{g}/\text{m}^3$** pour des atteintes sur le système pulmonaire.

Cadmium (Cd)

A) Propriétés intrinsèques

Propriétés physico-chimiques et origine

Le cadmium dans l'environnement n'est quasi jamais trouvé à l'état métallique, mais dans son état d'oxydation unique, c'est-à-dire +II. Le cadmium est un métal malléable trouvé le plus souvent dans l'environnement sous forme d'oxyde et de sels. La masse molaire du cadmium est de 112,4 g/mol. Sa densité est de 8,6 et son point de fusion est de 321 °C.

Le cadmium rejeté dans l'atmosphère provient de sources naturelles et anthropiques. Le cadmium présent dans la croûte terrestre peut être dispersé dans l'air par entraînement de particules provenant du sol et par les éruptions volcaniques. Cependant, les activités industrielles telles que le raffinage des métaux non ferreux, la combustion du charbon et des produits pétroliers, les incinérateurs d'ordures ménagères et la métallurgie de l'acier constituent les principales sources de rejet atmosphérique.

Dans l'eau, le cadmium provient de l'érosion naturelle, du lessivage des sols ainsi que des décharges industrielles et du traitement des effluents industriels et des mines.

Les principaux composés du cadmium sont l'oxyde de cadmium, le chlorure de cadmium, le sulfure de cadmium. Dans les sols, le cadmium existe sous forme soluble dans l'eau du sol : CdCl_2 , CdSO_4 , ou sous forme de complexe insoluble inorganique ou organique avec les composants du sol. Malgré une tension de vapeur faible, le cadmium métal émet des vapeurs en dessous de son point de fusion, soit 321°C et même à l'état solide. Dans l'air les vapeurs de cadmium se transforment rapidement en oxyde. Ainsi, le cadmium se retrouve dans l'air principalement sous forme particulaire ; la principale forme étant l'oxyde de cadmium (les autres formes étant des sels de cadmium) (INERIS).

Voies d'exposition et absorption

Par voie pulmonaire, une fraction du cadmium se dépose le long du tractus respiratoire en fonction de la taille et de l'hydro solubilité : pour l'oxyde de cadmium, elle varie de 10-30% pour les poussières à 25-50% pour les fumées. Les formes les plus solubles, chlorures et oxydes, sont absorbés à environ 90-100% et les sulfures sont absorbés à hauteur de 10%. Cette absorption peut se poursuivre pendant plusieurs semaines même après une inhalation unique [INRS, fiches Biotox].

Par voie digestive, l'absorption est d'environ 5%. Le taux d'absorption du cadmium est directement lié à la forme chimique. Ce taux d'absorption peut être augmenté lors de carences alimentaires en calcium, en fer, en zinc, en cuivre ou en protéines.

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) présente une limite de qualité des eaux pour la consommation humaine de 5 µg/l pour le cadmium.

La concentration limite dans les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable issue de ce même texte réglementaire est de 5 µg/l.

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

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide pour les eaux potables de 3 µg/l.

Valeurs guides dans l'air

L'OMS recommande une valeur guide de 0,005 µg/m³ pour une exposition chronique par inhalation. Cette valeur de précaution non fondée formellement sur l'exploitation de relations dose-réponse a été établie sur la base du bruit de fond en Europe pour prévenir une augmentation de la teneur en cadmium dans les sols agricoles et protéger ainsi les générations futures.

La transposition de la directive européenne 2004/107/CE en droit français dans le Décret 2010-1250 du 21 octobre 2010 fixe, pour le cadmium sous forme particulaire, une valeur cible dans l'air de 0,005 µg/m³ applicable au 31/12/2012.

C) Profil toxicologique

Classement

Le symbole classant le cadmium est **T** (toxique).

Les phrases de risque qui le représentent sont : **R22** (nocif en cas d'ingestion), **R40** (possibilité d'effets irréversibles), **R49** (peut causer le cancer par inhalation), **R48/23/25** (risque d'effet grave pour la santé en cas d'exposition prolongée par inhalation et par ingestion).

Effets cancérigènes

Les composés du cadmium sont reconnus comme cancérigènes pour l'homme par la voie respiratoire, ils induisent des cancers du poumon et des bronches, et non cancérigènes par la voie orale.

Le **chlorure** de cadmium, le **fluorure** de cadmium, l'**oxyde** de cadmium et le **sulfate** de cadmium sont classés en **catégorie 2** « substance devant être assimilée à des substances cancérigènes pour l'homme » par l'Union Européenne. Le **sulfure de cadmium** est quant à lui classé **catégorie 3** « substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérigènes possibles » par l'Union Européenne.

L'ensemble des composés du cadmium est placé dans le **groupe 1** par l'IARC. Chez l'Homme, une exposition prolongée induit une atteinte rénale, une fragilité osseuse, des troubles de la reproduction ainsi qu'un risque accru de cancer ayant donné lieu à un classement comme « cancérigène pour l'Homme » (groupe 1) par le CIRC (Centre International de Recherche sur le Cancer).

D'après le résultat des études de génotoxicité, le cadmium est considéré comme un agent génotoxique indirect. Les experts ont considéré que l'action génotoxique du cadmium passait principalement par l'inhibition d'agents antioxydants, provoquant l'augmentation intracellulaire des espèces réactives de l'oxygène telle que H₂O₂ ainsi que par une interaction sur les sites et liaisons métalliques des protéines impliquées dans la transcription, la réplication ou la réparation de l'ADN.

Le cadmium est considéré comme substance **probablement cancérigène** pour l'homme par **voie respiratoire** par l'US-EPA. L'US-EPA précise que ce classement est lié à des études épidémiologiques par inhalation. Il ajoute que les études réalisées sur les rats et souris par administration orale (au nombre de 7), ne mettent pas en évidence d'incidence de cancer.

Différentes études réalisées en milieu professionnel, et correspondant à des expositions par inhalation, ont montré une augmentation significative de la mortalité par cancer pulmonaire en cas d'exposition au cadmium. L'augmentation du risque de cancer de la prostate n'est pas clairement établie.

Effets Mutagènes

Le cadmium métal n'est pas classée mutagène. Les chlorure et fluorure de cadmium sont classés **mutagènes 2**, substances devant être assimilées à des substances mutagènes pour l'homme, par l'union européenne.

Effets sur la reproduction

Le cadmium métal n'est pas classé reprotoxique. Les chlorure et fluorure de cadmium sont classés **reprotoxiques 2** par l'union européenne, substances devant être assimilées à des substances altérant la fertilité ou causant des effets toxiques sur le développement dans l'espèce humaine.

Autres effets toxiques

Le principal organe cible est le rein. L'exposition chronique au cadmium entraîne l'apparition d'une néphropathie irréversible pouvant évoluer vers une insuffisance rénale. Une dégénérescence des cellules tubulaires rénales se manifeste précocement, elle est suivie par une réaction inflammatoire interstitielle puis une fibrose. Une atteinte glomérulaire a été observée chez des salariés exposés au cadmium (SFSP, 1999).

Par ingestion, les LOAEL les plus faibles induisant un dysfonctionnement rénal correspondent à une consommation quotidienne de 140 à 260 µg de cadmium pendant toute une vie (ce qui correspond à environ 14 à 26 µg/kg/semaine). Une dose de cadmium ingéré de 2 g environ induit des altérations rénales ce qui permet de définir un NOAEL de 0,0021 mg/kg/j.

Des troubles respiratoires sont rapportés pour des expositions cumulées atteignant des niveaux d'exposition plus élevés et lors d'expositions réalisées par inhalation. Ces troubles sont essentiellement liés aux effets irritants des particules de cadmium. Dans de conditions d'exposition professionnelle au cadmium, l'altération de la fonction pulmonaire ne survient qu'après 20 ans environ d'exposition.

Des atteintes du squelette liées à une interférence avec le métabolisme du calcium sont également observées pour les expositions à des concentrations importantes.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada). La plupart d'entre elles figurent dans la fiche toxicologique de l'INERIS (INERIS – –DRC-01-25590-00DF249; Version N°3.2-septembre 2011).

Cadmium - effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Cancer pulmonaire	homme	ERU _i = 1,8.10 ⁻³ (µg/m ³) ⁻¹	US EPA (1992)
			ERU _i = 4,2.10 ⁻³ (µg/m ³) ⁻¹	OEHHA (2002)
		rats	CT0,05 = 5,1 µg/m ³ soit ERU _i = 9,8.10 ⁻³ (µg/m ³) ⁻¹	Santé canada (1992)

Cadmium – effets toxiques à seuil					
Voie d'exposition	Organe critique	Observation portant sur	Facteur de Sécurité	Valeur	Source
Inhalation	Rein	homme	30	REL = 0,02 µg/m ³	OEHHA (2003)
		homme	9	MRL = 0,01 µg/m ³	ATSDR (2012)
		homme	-	VTR = 0,45 µg/m³	ANSES (2012)
	Effets cancérogènes	rats	25	VTR = 0,3 µg/m³	ANSES (2012)

Cadmium – effets toxiques à seuil					
Voie d'exposition	Organe critique	Observation portant sur	Facteur de Sécurité	Valeur	Source
Ingestion	Rein	homme	10	RfD = $1 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j	US EPA (1994)
		homme	100	TDI = $5 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	RIVM (2001)
		homme	-	DHTP = $7 \cdot 10^{-3}$ mg/kg	OMS (1996)
		homme	100	REL = $5 \cdot 10^{-4}$ mg/kg	OEHHA (2003)
		homme	3	MRL = $1 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	ATSDR (2012)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

En raison de l'expertise réalisée par l'Anses concernant le mode d'action cancérigène du cadmium par inhalation, nous ne retiendrons pas de valeur d'ERUi. La valeur retenue pour les effets cancérigènes du cadmium par inhalation est celle de l'Anses de $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Le cadmium n'étant considéré cancérigène que pour la voie inhalation, aucune VTR pour les effets sans seuil par voie orale ne sera retenu (en particulier, l'ERUo de l'OEHHA n'est pas retenu).

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques non cancérigènes par ingestion est celle proposée par l'US-EPA et JECFA de $1 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/jour.

La VTR retenue pour les effets toxiques hors cancer par inhalation des formes inorganiques du cadmium est celle proposée par l'Anses soit $0,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Chrome (Cr)

A) Propriétés intrinsèques

Propriétés physico-chimiques et origine

Le chrome peut exister sous plusieurs niveaux d'oxydation, principalement les niveaux d'oxydation III (chrome trivalent) et VI (chrome hexavalent). Les différentes formes chimiques qui sont trouvées dans l'environnement sont les ions Cr^{3+} et $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, le trioxyde de chrome et certains composés du chrome VI qui sont le plus souvent d'origine anthropique. La masse molaire du chrome est de 52,0. Sa densité est de 7,14 et son point de fusion est de 1890°C.

Le chrome est un élément présent dans l'environnement de manière ubiquitaire qui est largement distribué dans la croûte terrestre, où il est principalement concentré dans les roches, avec comme principal minerai la chromite (FeCr_2O_4).

Comme précisé ci-dessus ce sont principalement les composés trivalents et éventuellement hexavalents qui sont détectés dans l'environnement en quantités significatives, le chrome issu de la roche-mère étant généralement sous forme trivalente. Bien que la thermodynamique indique que le chrome VI peut exister de manière naturelle dans les sols, il est le plus souvent introduit dans l'environnement par les activités industrielles.

Les principales sources d'émission de chrome dans l'atmosphère sont l'industrie chimique, la combustion de gaz naturel, de pétrole et de charbon, avec dissémination secondaire par le vent des poussières contaminées par ces différentes sources.

Le chrome est, à l'état de traces, indispensable au bon fonctionnement des organismes (végétaux, animaux et humains), et peut à ce titre être considéré comme un oligo-élément, l'insuffisance de chrome pouvant induire des carences. A l'opposé une trop forte concentration de chrome dans l'organisme peut engendrer des effets toxiques.

Ce sont les formes hexavalentes du chrome qui sont à la fois les plus solubles et les plus toxiques.

Voies d'exposition et absorption

Les composés du chrome VI pénètrent facilement dans l'organisme par toutes les voies d'exposition (orale, respiratoire et cutanée), alors que les composés du chrome III pénètrent difficilement et, en particulier, ils ne peuvent franchir la barrière cutanée.

L'absorption gastro-intestinale est estimée entre 0,5 et 2%.

Chez l'animal, lors d'une exposition par inhalation au chrome VI, l'absorption est importante, de l'ordre de 53 à 85%. Pour le chrome III, l'absorption est de l'ordre de 5 à 30%.

Le passage transcutané des composés les plus hydrosolubles du chrome VI est faible à travers la peau intacte (1 à 4 %) et n'a que peu d'incidence par rapport à l'exposition par inhalation. Concernant le coefficient de perméabilité cutanée depuis l'eau (cm/h), l'US EPA propose pour le chromate de sodium, un K_p de $2 \cdot 10^{-3}$ et pour le dichromate de sodium, un K_p de 10^{-3} .

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) présente une limite de qualité des eaux pour la consommation humaine de 50 µg/l pour le chrome total.

La concentration limite dans les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable issue de ce même texte réglementaire est de 50 µg/l.

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

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide provisoire pour les eaux potables de 50 µg/l pour le chrome total.

Valeurs guides dans l'air

La valeur guide dans l'air, recommandée par l'OMS pour l'Europe (2000), est de $2,5 \cdot 10^{-4}$ µg/m³ pour le chrome VI. L'OMS précise cependant que la concentration de 1 µg/m³ en chrome VI entraînerait pour une exposition durant la vie entière un excès de risque de $4 \cdot 10^{-2}$. L'effet critique retenu est le cancer pulmonaire.

C) Profil toxicologique

Classement

Aucun étiquetage n'est appliqué au chrome métallique.

Le symbole classant le trioxyde de chrome (composé de chrome VI) est **T** (toxique).

Les phrases de risque qui le représentent sont : **R49** (peut causer le cancer par inhalation), **R25** (toxique par ingestion), **R36** (provoque de graves brûlures), **R43** (peut entraîner une sensibilisation par contact avec la peau).

Effets cancérogènes

L'UE n'a pas établi de classification pour le chrome métal et pour les composés du chrome III ; Le trioxyde de chrome est classé en **catégorie 1**, les autres composés du chrome VI sont classés en **catégorie 2**.

L'IARC a placé les composés du chrome VI dans le **groupe 1** et les composés du chrome III ainsi que le chrome métal dans le **groupe 3**.

L'US-EPA a placé les composés du chrome VI dans le **groupe A** par la **voie respiratoire** et dans le **groupe D par la voie orale**, alors que les composés du chrome III ont été placés dans le **groupe D** quelle que soit la voie d'exposition.

Effets Mutagènes

Les chromate et dichromate de sodium, le dichromate d'ammonium, les chromate et dichromate de potassium, le dichlorodioxyde de chrome sont classés en **catégorie 2** : « substances devant être assimilées à des substances mutagènes pour l'homme » par l'Union Européenne.

Effets sur la reproduction

Aucun des composés du chrome n'est classé reprotoxique par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

Le chrome n'est pas volatil (INERIS) ce qui explique que les données toxicologiques par voie respiratoire ne concernent que le chrome particulaire.

Le tractus respiratoire est l'organe cible des effets lors de l'exposition par inhalation aux dérivés du chrome III et du chrome VI. Il s'agit alors d'atteintes au site de contact. Le chrome et ses dérivés peuvent avoir un effet sensibilisant qui se manifeste par de l'asthme et des dermatites, mais le nombre d'individus sensibilisés reste faible par comparaison aux concentrations parfois élevées.

Des atteintes hépatiques ont été décrites lors de l'exposition professionnelle au trioxyde de chrome, des atteintes oculaires ont également été mises en évidence lors de l'exposition directe aux dérivées du chrome.

Des dermites eczématiformes et des ulcérations sont observés lors d'exposition par la voie dermique.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. La plupart d'entre elles figurent dans la fiche toxicologique de l'INERIS (INERIS-DRC-01-05590-00DF253, Fév. 2005)

Chrome VI - effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Espèce	Valeur	Source
Inhalation	Cancer du poumon	homme	$ERU_i = 1,2 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	US-EPA (1998)
		homme	$ERU_i = 4 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OMS (2000)
		homme	$CT05 = 0,66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $ERU_i = 0,075 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	Santé Canada (1997)
		homme	$ERU_i = 0,15 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2002)
		homme	$ERU_i = 4 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	RIVM (2001)

Chrome III – effets toxiques à seuil					
Voie d'exposition	Organe critique	Observation portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Inhalation	foie	homme	10	TCA = 60 µg/m³ (métal insoluble)	RIVM (2001)
Ingestion		rat	1000	RfD = 1,5 mg/kg/j	US EPA (1998)
		rat	1000	RfD = 1,5 mg/kg/j	ATSDR (2000)
		rat	100	TDI = 5 mg/kg/j (métal insoluble)	RIVM (2001)
		rat	100	TDI = 5 10 ⁻³ mg/kg/j (soluble)	RIVM (2001)

Chrome VI aérosol - effets toxiques à seuil					
Voie d'exposition	Organe critique	Observation portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Inhalation	poumon, nez	homme	100	$MRL = 0,005 \mu\text{g}/\text{m}^3$	ATSDR (2000)
		homme	30	$RfC = 0,008 \mu\text{g}/\text{m}^3$	US-EPA (1998)

Chrome VI Particulaire - effets toxiques à seuil					
Voie d'exposition	Organe	Observation	Facteur de	Valeur	Source

Chrome VI Particulaire - effets toxiques à seuil					
	critique	portant sur	sécurité		
Inhalation	Bronches poumons	rat	300	RfC = 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	US-EPA (1998)
		rat	100	REL = 0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (soluble sauf CrO_3)	OEHHA (2003)
		homme	300	REL = 2 10^{-3} $\mu\text{g}/\text{m}^3(\text{CrO}_3)$	OEHHA (2003)
Ingestion	-	rat	900	RfD = 3 10^{-3} mg/kg/j	US-EPA (1998)
	Bronches poumons	rat	500	TDI = 5 10^{-3} mg/kg/j	RIVM (2001) prov
		rat	100	REL = 2 10^{-2} mg/kg/j (soluble sauf CrO_3)	OEHHA (2003)
	Syst. digestif	Souris	10	MRL = 1. 10^{-3} mg/kg/j	ATSDR (2008 – prov)
	Syst. sanguin	rat	100	MRL = 5. 10^{-3} mg/kg/j	ATSDR (2008 – prov)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

Chrome III

La VTR chronique retenue pour **les effets toxiques non cancérigènes du chrome III** par **inhalation** est celle du RIVM qui est de **60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** .

La VTR chronique retenue pour **les effets toxiques non cancérigènes du chrome III** par **ingestion** est celle proposée par le l'US-EPA et l'ATSDR qui est de **1,5 mg/kg/j**. Cette valeur est retenue par principe de sécurité, bien que les effets toxiques dans ces études ne soient pas marqués.

Chrome VI particulaire

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques **cancérigènes du chrome VI par inhalation** est celle de l'OMS datant de 2000 qui est de **4. 10^{-2} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) $^{-1}$** . Cette valeur a été établie à partir de plusieurs études épidémiologiques (Hayes *et al.*, 1979 ; Langard, 1980 ; Langard *et al.*, 1990), dont certaines assez récentes complètent celle retenue par l'US EPA. Dans ces études l'effet retenu est la survenue de cancer pulmonaire, l'OMS a retenu la moyenne géométrique des ERUi de ces études.

Le choix de retenir la valeur établie par l'OMS repose sur le nombre d'études prises en compte (les autres organismes ne retenant que l'étude épidémiologique de Mancuso, 1975), par contre les incertitudes de l'évaluation devront intégrer la gamme d'ERUi synthétisée par l'OMS de **1,1 10^{-2} à 1,3 10^{-1} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) $^{-1}$** .

La VTR chronique retenue pour **les effets toxiques non cancérigènes du chrome VI (particulaire)** par **inhalation** est celle de l'US-EPA datant de 1998 qui est de **0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** pour les effets sur les bronches et les poumons. Cette VTR n'est applicable qu'aux composés du chrome VI sous forme particulaire et ne peut donc s'appliquer aux émissions atmosphériques de composés du chrome VI à l'état gazeux ou en aérosols. Le niveau de confiance de cette valeur est considéré comme **moyen** par l'US-EPA, on peut aussi considérer qu'elle surestime le danger par le choix de l'effet critique et du facteur de sécurité (10) retenu pour l'extrapolation à partir d'une étude subchronique.

La VTR chronique retenue pour **les effets toxiques non cancérigènes du chrome VI (particulaire)** par **ingestion** est celle proposée par l'US-EPA (1998), soit une RfD de **3 10^{-3} mg/kg/j**. Le niveau de confiance accordé à cette valeur par l'US-EPA est faible, et compte tenu de sa construction mais surtout compte tenu de l'effet critique retenu, elle doit être appliquée avec prudence et discernement.

Chrome VI aérosol

La VTR chronique retenue pour **les effets toxiques non cancérogènes du chrome VI (aérosol)** par **inhalation** est celle de l'US-EPA datant de 1998 qui est de **0.008 µg/m³** pour les effets sur le septum nasal.

Cuivre (Cu)

A) Propriétés intrinsèques

Propriétés physico-chimiques et origine

Le cuivre est un solide lustré rougeâtre et inodore. Il est l'un des métaux les plus employés à cause de ses propriétés physiques et particulièrement de sa conductibilité électrique et thermique.

La masse molaire du cuivre est de 63,55 g/mol, sa densité est de 8,9 et son point de fusion est de 1083°C.

Le cuivre métallique peut facilement être moulé ou modelé. Il est utilisé en métallurgie dans la fabrication des alliages comme le bronze, le laiton (avec le zinc), etc. Il est très largement employé dans la fabrication de matériels électriques (fils, enroulements de moteurs, dynamos, transformateurs), dans la plomberie, dans les équipements industriels, dans l'automobile et en chaudronnerie.

Le cuivre est principalement produit par broyage de minerais sulfurés et enrichissement par flottation ou par lessivage acide des minerais oxydés suivi d'une fusion et d'un raffinage électrolytique ou thermique.

Dans l'air, la principale source de contamination est l'entraînement de poussières de sol par le vent. Par ordre d'importance, les autres sources d'exposition ubiquitaire sont : l'activité volcanique, la décomposition végétale, les feux de forêts et les aérosols marins.

Voies d'exposition et absorption

L'absorption de cuivre est possible par toutes les voies. Par voie orale, l'absorption gastro-intestinale est de 15 à 97% (INERIS, 2004). L'absorption pulmonaire de cuivre sous forme de poussières ou de fumées est possible mais le taux d'absorption par cette voie chez l'homme n'est pas déterminé (RIVM, 2001).

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'alimentation

On notera que les doses minimales journalières requises pour éviter une déficience en cuivre sont de 20 à 80 µg/kg/j (INERIS). L'OMS dans le document préparatoire aux valeurs guides pour les eaux de boissons rapporte des doses recommandées en cuivre (aux USA et au Canada) :

- de 0.9 mg/j pour les adultes et 1 à 1,3 mg/j pour les femmes enceintes et en période d'allaitement, ce qui correspond en prenant un poids de 60 kg à une dose minimale de 0.015 mg/kg/j ;
- de 0.44 mg/j pour les enfants de 4 à 8 ans (d'autres valeurs ne sont pas reprises ici), ce qui correspond en prenant un poids de 15 kg à une dose minimale de 0.03 mg/kg/j.

La dose tolérable maximale journalière par les aliments et compléments alimentaires est recommandée par l'IOM (2001) à 10 mg/jour pour les adultes, ce qui correspond pour un adulte à une dose maximale de 0.16 mg/kg/j.

Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) présente une limite de qualité des eaux pour la consommation humaine de 2000 µg/l pour le cuivre.

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

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

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide pour les eaux potables de 2000 µg/l.

Valeurs guides dans l'air et les sols

On ne dispose pas de valeur réglementaire ou guide dans les sols et l'air pour le cuivre.

C) Profil toxicologique

Classement

NA

Effets cancérogènes

Le cuivre est classé dans le **groupe 3** (inclassifiable) par le CIRC/IARC. L'US-EPA estime que le cuivre est non classifiable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (**groupe D**).

Effets Mutagènes

Le cuivre et les principaux sels de cuivre II ne sont pas classés mutagènes par l'Union Européenne.

Effets sur la reproduction

Le cuivre et ses principaux sels ne sont pas classés reprotoxiques par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

Les données existantes chez l'homme par inhalation concernent des expositions professionnelles. Une centaine de salariés a fait l'objet d'un suivi médical complet (prélèvements sanguins, dosages sériques de cuivre et de protéines, tests hépatiques) sur une période de 4 ans. Les individus étaient exposés à des poussières de cuivre à raison de 464, 132 et 111 mg de cuivre/m³ au cours de la première, seconde et troisième année. Une irritation des voies aériennes supérieures et des troubles gastro-intestinaux (anorexie, nausée, diarrhée) sont reportés (Suci et al., 1981). Chez d'autres salariés exposés à des poussières ou des fumées de cuivre, des syndromes de "fièvre des fumées de métaux" (fièvre, céphalée, sécheresse buccale, sueurs froides et douleurs musculaires) ont été observés notamment pour des concentrations de 0,075 à 0,12 mg de cuivre/m³.

L'absorption de 5,7 à 637 mg de cuivre/kg/jour sous forme de sulfate de cuivre a entraîné chez des adultes une nécrose hépatique centrolobulaire et une nécrose tubulaire rénale. Cette atteinte rénale a été également décrite chez un enfant ayant absorbé une solution contenant environ 3 g de cuivre sous forme de sulfate de cuivre. Par voie cutanée, le cuivre et ses sels induisent une dermatite de contact allergique prurigineuse. Le niveau de sensibilisation correspond à un contact de 24 à 48 heures avec 0,5 à 5 % de sulfate de cuivre présent dans l'eau ou du pétrole. Il n'existe pas de données de toxicité chronique par voie cutanée chez l'homme et l'animal.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. La plupart d'entre elles figurent dans la fiche toxicologique de l'INERIS (INERIS –DRC-02-25590-02DF54, Mars 2005).

Cuivre – effets toxiques à seuil -					
Voie d'exposition	Organe critique	Observation portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Inhalation	Syst. respiratoire et immunitaire	lapin	600	TCA = 1 µg/m³	RIVM (2001)
Ingestion	Syst.digestif	souris	30	TDI = 0,14 mg/kg/j	RIVM (2001)
		chien	10	DJT = 0,5 mg/kg/j	OMS (1996)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques non cancérigènes du cuivre par inhalation est celle du RIVM soit **1 µg/m³**. En raison du facteur de sécurité élevé, cette valeur sera considérée avec un niveau de confiance modéré.

Compte tenu des doses journalières recommandées pour le cuivre comme élément essentiel dans l'organisme, nous avons retenu pour les effets toxiques non cancérigènes du cuivre par ingestion la VTR du RIVM **de 0,14 mg/kg/j** qui correspond à une limite d'apport journalier recommandée.

Manganèse (Mn)

A) Propriétés intrinsèques

Propriétés physico-chimiques et origine

Le manganèse (Mn, CAS n°7439-96-5) est un constituant majeur de la croûte terrestre, il est généralement associé à la présence de fer.

Dans l'industrie, il est utilisé avec le fer dans la fabrication d'alliages (fonte et acier, et métallurgie de l'aluminium, cuivre, nickel, etc.), il peut également être utilisé dans la coloration du verre, comme constituant de piles électrodes.

Le manganèse est un élément indispensable au fonctionnement physiologique normal chez toutes les espèces animales.

Voies d'exposition et absorption

La principale voie d'exposition au manganèse est l'alimentation. En milieu de travail, ce produit est absorbé principalement par les voies respiratoires. L'absorption cutanée est considérée négligeable. Il est faiblement absorbé par les voies digestives. L'INERIS (2007) donne un taux d'absorption de 3 à 5% chez l'homme.

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) présente une limite de qualité des eaux pour la consommation humaine de 50 µg/l pour le manganèse (valeur de référence et non valeur limite).

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

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

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

Valeurs guides dans l'air

L'OMS (Air quality Guidelines for Europe, 2000) propose une valeur guide pour le manganèse de 0,15 µg/m³ pour une exposition moyenne annuelle.

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

C) Profil toxicologique

Classement

Absence de classement pour le manganèse. Le dioxyde de manganèse est classé **Xn** (nocif) et représenté par les phrases de risque **R20/22** (nocif par inhalation et ingestion).

Effets cancérogènes, mutagènes et sur la reproduction

Le manganèse est placé dans la **catégorie D** (non classifiable) par l'US-EPA (1988), il n'est pas classé par l'union européenne ou l'OMS.

Autres effets toxiques

La toxicité du manganèse dépend de la voie d'exposition. Par voie orale, plusieurs maladies neurologiques peuvent être liées, soit à un défaut, soit à un excès de manganèse. Les effets provoqués par une surconsommation de manganèse concernent le système nerveux central (fatigue, tremblements, dystonie).

Par voie inhalation, depuis le début du XIX^{ème} siècle, le manganèse est connu comme toxique pour les travailleurs des industries lourdes.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les relations doses – réponses se traduisent par des valeurs toxicologiques de référence (VTR) dont la définition est donnée dans le chapitre 1 du présent document. Le tableau ci-après présente les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancers issus de la recherche auprès des principales bases de données (ATSDR, OMS, US-EPA, RIVM et Health Canada). La plupart d'entre elles figurent dans la fiche INERIS (version 2.2, septembre 2011).

Manganèse – Effets toxiques à seuil						
Exposition	Voie d'exposition	Effet ou Organe critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Formes indistinctes						
Chronique	Ingestion	-	homme	3	DJT = 0,06 mg/kg/j	OMS (2004)
		Système nerveux central	homme	1	RfD = 0,14 mg/kg/j	US-EPA (1996)
	Inhalation	Système neurologique (SNC)	homme	1000	RfC = 0,05 µg/m³	US-EPA (1993)
			homme	500	MRL = 0,04 µg/m ³	ATSDR (addendum 2010)
			homme	300	REL = 0,09 µg/m ³	OEHHA (2008)
			homme		RfC = 0,05 à 0,08 µg/m ³	Santé Canada (2008)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

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

Pour la voie inhalation, la VTR établie par l'US-EPA (1993) de **0,05 µg/m³** sera retenue, cette valeur est environ 3 fois plus faible (et donc prudente) que la valeur guide proposée par l'OMS. Elle est proche de celle nouvellement proposée par l'ATSDR en 2010.

Pour le risque chronique non cancérogène par **ingestion**, l'US-EPA propose une RfD orale (0,14 mg/kg/j) basée sur une dose sans effets (NOAEL) de 10 mg/j. Cette dose correspond pour une population moyenne à une dose sans effets irréversibles sur la santé de l'individu, ce qui ne veut pas dire que des doses supérieures impliquent des effets toxiques (US-EPA). Cette valeur est applicable sans facteur de sécurité pour l'ingestion d'aliments. Cependant, dans le calcul d'une exposition par l'eau de boisson ou le sol, IRIS recommande d'utiliser un facteur de sécurité de 3, abaissant ainsi la RfD à $4,67 \cdot 10^{-2}$, qui a été arrondi à $4,6 \cdot 10^{-2}$, afin de ne pas minimiser le risque.

La RfD = $4,6 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j de l'US-EPA est retenue pour la boisson et les sols.

La RfD = $1,4 \cdot 10^{-1}$ mg/kg/j de l'US-EPA est retenue pour l'ingestion de végétaux.

Mercure (Hg)

A) Propriétés intrinsèques

Propriétés physico-chimiques et origine

Le mercure est le seul métal à se présenter sous forme liquide dans les conditions normales de température et de pression, conditions pour lesquelles il émet spontanément des vapeurs. La masse molaire du mercure métallique est de 200,59 g/mol, sa densité est de 13,55 et son point de fusion est de -38,9°C. Sa densité de vapeur est de 6,93.

Le mercure peut se présenter sous différentes formes :

- Le **mercure sous forme métallique (Hg⁰) ou mercure élémentaire** (CAS n°7439-97-6) qui est toxique uniquement par inhalation. Le mercure est le seul métal pour lequel il peut y avoir une exposition environnementale significative à la forme élémentaire. Dans l'air, on va trouver le mercure essentiellement sous forme métallique. Il est à noter que ce métal a un fort potentiel de bioaccumulation, c'est-à-dire qu'il se fixera facilement dans les tissus lipidiques des êtres vivants.
- Le **mercure inorganique Hg** : essentiellement chlorure de mercure (CAS n°7487-94-7), sulfure de mercure (CAS n°1344-48-5), oxyde de mercure (CAS n°21908-53-2). Il se forme dans les sols par réduction du Hg^{II} et est toxique par voie orale et inhalation. Les composés inorganiques du mercure sont très peu volatils.
- Le **mercure organique** : essentiellement MeHg (méthylmercure, CAS n° 22967-92-6) mais aussi EtHg ou (Me)₂Hg. Il peut être formé par processus microbien à partir du mercure métallique. Sous cette forme, le mercure est toxique par voie orale et inhalation. L'acidification du milieu augmente le taux de méthylation, en particulier chez les organismes aquatiques (poissons, mollusques..).

La méthylation du mercure inorganique peut se faire de façon abiotique (en particulier dans les sédiments) ou biotique, grâce à l'action de bactéries ou d'organismes aquatiques. On trouve ainsi de 0,01 à 10% de mercure sous forme méthylée dans l'eau et les sédiments, environ 15% dans les algues, de 20 à 50% dans les invertébrés et de 80 à 99% dans les poissons.

Voies d'exposition et absorption

L'air ambiant et les amalgames dentaires sont les sources principales d'exposition aux vapeurs de mercure, alors que c'est la ration alimentaire qui est la source d'exposition aux composés du méthyle-mercure. L'exposition au méthyle-mercure aéroporté est de 2 ou 3 ordres de grandeur au-dessous de la prise quotidienne par la nourriture et, dans ce contexte, sera considérée comme insignifiante.

Le tableau suivant résume les taux d'absorption mis en évidence par les principales études sur l'absorption des différentes formes du mercure.

<i>Voie d'exposition</i>	Mercure élémentaire	Mercure inorganique	Mercure organique
Orale	< 0,01% (homme) * nd **	7 - 15% (homme) ** jusqu'à 10 % (homme) *	95% (homme) ** > 90 % (homme) *
Inhalation	75 - 85% (homme) ** 80 % (homme) *	40% (animal)**	-
Cutanée	2,6% (homme) **	faible	75% (animal) **

* source INRS, fiche biotox

** source INERIS, fiche de mai 2005

nd ** : la valeur affichée dans le tableau de synthèse de l'INERIS fait vraisemblablement référence à une forme inorganique (chlorure mercurique)

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

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

La concentration limite dans les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable issue de ce même texte réglementaire est de 1 µg/l.

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

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide pour les eaux potables de 6 µg/l pour les formes inorganiques de mercure.

Valeurs guides dans l'air

L'OMS (Air quality Guidelines for Europe, 2000) propose une valeur guide de 1 µg/m³ pour les vapeurs de mercure inorganique pour une exposition moyenne annuelle. L'OMS précise cependant que des effets sur le système immunitaire ne peuvent être exclus à de plus faibles concentrations.

C) Profil toxicologique

Classement

Le symbole classant le mercure métal et ses composés inorganiques est **T** (toxique).

Les phrases de risque qui les représentent sont : **R23** (toxique par inhalation), **R33** (danger d'effet cumulatif)

Effets cancérigènes

En l'état actuel des connaissances, le mercure métallique n'est pas considéré comme cancérigène pour l'homme de même que les composés inorganiques du mercure.

L'IARC (1997) a placé le **mercure métal et les composés inorganiques du mercure** dans le **groupe 3**, et le **méthylmercure** dans le **groupe 2B**.

Le **mercure élémentaire** (inorganique) est **classé D**, « preuves non adéquates chez l'homme et preuves insuffisantes chez l'animal » par l'US EPA. Le **chlorure mercurique** et le **méthylmercure** sont **classés C** « Preuves inadéquates chez l'homme et preuves limitées chez l'animal » par l'US EPA en 1995.

Effets Mutagènes

Aucun des composés du mercure n'est classé mutagène par l'Union Européenne.

Effets sur la Reproduction

Aucun des composés du mercure n'est classé reprotoxique par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

- **Mercure élémentaire** : L'organe cible majeur est le système nerveux central. Des expositions à long terme et à faibles concentrations (25-80 µg/m³) provoquent des tremblements, de l'irritabilité, une faible concentration intellectuelle et des troubles de la mémoire. On observe également une diminution de la capacité psychomotrice et de la neurotransmission. L'exposition à long terme au mercure élémentaire montre que le rein est également un organe cible. En cas de contact avec des plaies ouvertes, le mercure, à des concentrations très élevées, peut provoquer des inflammations locales.

- **Mercure inorganique** : Le rein est l'organe cible après exposition par voie orale au mercure inorganique. En milieu industriel, l'exposition au mercure inorganique est associée à une protéinurie, et parfois à une néphropathie qui pourrait être d'origine immunitaire.

Pour les voies d'absorption par contact cutané et par inhalation, les informations ne sont pas disponibles.

- **Mercure organique** : La voie orale est la voie d'absorption principale du mercure organique et le cerveau est le principal organe cible. Les fonctions sensorielles telles que la vue et l'ouïe aussi bien que les zones du cerveau impliquées dans la coordination motrice sont généralement affectées.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, USEPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. La plupart d'entre elles figurent dans la fiche toxicologique de l'INERIS (INERIS-DRC-00-N°25590–N°99DF389, version 4, septembre 2010).

Mercure – effets toxiques à seuil						
Exposition	Voie d'exposition	cible	espèce	Facteur de sécurité	valeur	source
Mercure élémentaire						
chronique	Inhalation	Système nerveux	homme	300	REL = 0,03 µg/m³	OEHHA (2008)
				30	RfC = 0,3 µg/m³	US EPA (1995)
				30	MRL = 0,2 µg/m³	ATSDR (1999)
				30	TCA = 0,2 µg/m³	RIVM (2001)
Mercure inorganique (* : chlorure mercurique)						
	Inhalation	Système nerveux	homme	100	REL = 0,09 µg/m³	OEHHA (2003)
chronique	Inhalation	Système nerveux	homme	20	Valeur guide = 1 µg/m³	OMS (2000)
	Ingestion	rein	rat	1000	RfD = 3.10⁻⁴ mg/kg/j *	US EPA (1995)
	Ingestion	rein	rat	100	TDI = 2.10 ⁻³ mg/kg/j *	RIVM (2001)
Mercure Organique (méthyl mercure : *, acétate de phényl mercure : **)						
chronique	Orale	Effet sur le développement	enfant	10	TDI = 1.10 ⁻⁴ mg/kg/j *	RIVM (2000)
		Effet sur le développement	enfant	4,5	MRL = 3 10⁻⁴ mg/kg/j *	ATSDR (1999)
		Syst. nerveux	homme	10	RfD = 10 ⁻⁴ mg/kg/j *	US EPA (2001)
		Syst. rénal	rat	100	RfD = 8 10 ⁻⁵ mg/kg/j **	US EPA (1996)
		-	homme	-	DJT= 4,7 10 ⁻⁴ mg/kg/j *	AFSSA (2002)
Mercure Total						
chronique	Orale	-	-	-	DHT= 5.10 ⁻³ mg/kg/sem.	OMS (2004)
		-	-	-	DJT = 7,1 10 ⁻⁴ mg/kg	AFSSA (2002)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques **non cancérogènes** du mercure par **inhalation (élémentaire sous forme de vapeurs et inorganique sous forme de poussières)** est celle établie par l'ATSDR à **0,2 µg/m³**. Cette valeur est jugée suffisante pour protéger le sous groupe le plus sensible (fœtus et enfants), elle est légèrement plus faible que celle établie par l'US-EPA avec un degré de confiance

moyen ; quant à la valeur plus élevée préconisée par l'OMS, elle ne semble pas couvrir l'ensemble des effets toxiques du mercure.

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques **non cancérigènes** du mercure par **ingestion** est celle établie par l'US EPA, soit **3.10^{-4} mg/kg/j**. Cette valeur a été établie à partir d'études chez le rat, après ingestion de **chlorure mercurique**, elle correspond donc à la toxicité par ingestion des formes **inorganiques du mercure**, qui sont absorbées par la voie digestive, en tenant compte de plus d'effets très sensibles (effets immunitaires : glomérulonéphrite auto-immune), elle est donc très protectrice. Elle ne concerne pas le mercure métal, qui n'étant pas absorbé par la voie digestive n'a pas, sur le principe à être pris en compte selon cette voie d'absorption.

Nickel (Ni)

A) Propriétés intrinsèques

Propriétés physico-chimiques et origine

Le nickel peut se présenter sous différentes formes : Poussière de nickel, Sels solubles de nickel (CAS n° 7440-02-0), Sulfure de nickel (nickel Sulfide) (CAS n° 12035-72-2), Carbonyl de nickel (CAS n° 13463-39-3).

Le nickel est probablement un élément trace essentiel pour les mammifères.

La masse molaire du nickel est de 58,69 g/mol, sa densité est de 8,9 et son point de fusion est de 1455°C.

Les principales sources anthropiques sont la combustion de charbon ou de fuel, l'incinération des déchets, l'épandage des boues d'épuration, l'extraction et la production de nickel, la fabrication de l'acier, le nickelage et les fonderies de plomb.

Le nickel est obtenu principalement à partir des minerais de nickel sulfurés (pyrrhotite nickelifère, pentlandite, chalcopirite) dans lesquels sont également présents le fer et le cuivre.

Le nickel est utilisé dans la production d'aciers inoxydables et d'aciers spéciaux. Il est également employé dans la production d'alliages non ferreux utilisés par exemple dans la fabrication de pièces de monnaie, d'outils, d'ustensiles de cuisine.

Les composés du nickel sont présents sous forme particulière dans l'atmosphère.

Voies d'exposition et absorption

Les voies d'exposition au nickel dans la population générale sont l'inhalation d'air ou de fumée de tabac qui contient du nickel, l'ingestion de nourriture ou d'eau contaminée, ou un contact cutané avec des pièces ou d'autres métaux constitués de nickel.

Par inhalation, le taux d'absorption se situe entre 20 et 35%.

L'absorption par ingestion est faible du fait que la plus grande partie du nickel ingéré est éliminée par les fèces. Pour le sulfate de nickel, le taux d'absorption par ingestion varie de 0,7 à 27% ; il est de 3% chez des volontaires ayant ingéré 5,6 mg de nickel sous forme de sulfate. Par ailleurs, le taux d'absorption par ingestion est nettement plus élevé chez des sujets à jeun que lorsque le produit est ingéré au cours d'un repas.

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) présente une limite de qualité des eaux pour la consommation humaine de 20 µg/l pour le nickel.

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

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

L'OMS (Guidelines for drinking water quality, 2011) propose une valeur guide pour les eaux potables de 70 µg/l.

Valeurs guides dans l'air

Dans l'air, aucune valeur guide n'a été déterminée par l'OMS. L'OMS précise cependant que la concentration de $0,025 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entraînerait pour une exposition durant la vie entière un excès de risque de 1.10^{-5} .

La transposition de la directive européenne 2004/107/CE en droit français dans le Décret 2010-1250 du 21 octobre 2010 fixe, pour le nickel sous forme particulaire, une valeur cible dans l'air de $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ applicable à partir du 31/12/2012.

C) Profil toxicologique

Classement

Le symbole classant le nickel est **Xn** (nocif).

Les phrases de risque qui le représentent sont : **R40** (possibilité d'effets irréversibles), **R43** (peut entraîner une sensibilisation par contact avec la peau).

Le symbole classant le monoxyde de nickel est **T** (toxique).

Les phrases de risque qui le représentent sont : **R49** (peut causer le cancer par inhalation), **R43** (peut entraîner une sensibilisation par contact avec la peau).

Effets cancérogènes

L'Union Européenne classe le nickel dans le **groupe 3**. Mais le dioxyde de nickel, le disulfure de di-nickel, le monoxyde de nickel, le sulfure de nickel et le trioxyde de di-nickel sont quant-à eux classés dans le **groupe 1**.

Le CIRC-IARC a placé dans le groupe 1 tous les composés du nickel (oxydes, sulfates et sulfures) et le nickel métal dans le **groupe 2B** en raison de preuves jugées insuffisantes chez l'homme.

Les **sulfures de nickel et les poussières de nickel** sont placés en **classe A** par l'US-EPA (1995), mais les autres formes du nickel n'ont pas été évalués par cette instance.

Effets Mutagènes

Aucun des composés du nickel n'est classé mutagène par l'Union Européenne.

Effets sur la reproduction

Aucun des composés du nickel n'est classé reprotoxique par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

Le nickel est connu depuis longtemps comme l'allergène le plus courant pour la peau. L'exposition professionnelle semble moins importante pour cette sensibilisation que le contact journalier avec des objets usuels (bijoux, pièces de monnaie...). 40 à 50 % de personnes sensibilisées développent des dermatoses eczématiformes récidivantes. De nombreux cas d'asthme sont liés à une exposition à des composés solubles du nickel. En milieu professionnel, cet asthme peut être associé à une dermatose de contact, à un urticaire ou une rhinite.

L'inhalation de composés de nickel peut avoir des effets sur les voies respiratoires et le système immunitaire. Les composés solubles sont plus toxiques que les composés insolubles. De nombreux cas d'asthmes sont liés à une exposition à des composés solubles du nickel.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

premier temps les VTR correspondant aux effets cancérigènes et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada). La plupart d'entre elles figurent dans la fiche toxicologique de l'INERIS (INERIS- DRC-02-25590-02DF44, Juil. 2006).

Nickel - effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Cancer du Poumon et du larynx	homme	ERU _i = $3,8 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OMS (2000)
		homme	ERU _i = $2,6 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHHA (2002)

Nickel – effets toxiques à seuil					
Voie d'exposition	Organe critique	Observation portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Inhalation	Système respiratoire	Homme et animale	30	MRL = $9 \cdot 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$	ATSDR (2005)
		rat	100	TCA = $5 \cdot 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$	RIVM (2001)
		lapin	1000	TC = $1,8 \cdot 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$	Santé Canada (1993)
		rat	30	REL = $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$	OEHHHA (2005)
Ingestion	Diminution poids organes	rat	300	RfD = $2 \cdot 10^{-2} \text{mg}/\text{kg}/\text{j}$	US EPA (1996)
		rat	100	TDI = $5 \cdot 10^{-2} \text{mg}/\text{kg}/\text{j}$	RIVM (2001)
		-	-	RfD = $5 \cdot 10^{-3} \text{mg}/\text{kg}/\text{j}$	JECFA
	Rein	rat	1000	RfD = $8 \cdot 10^{-3} \text{mg}/\text{kg}/\text{j}$	ITER (1999)
	Diminution du poids des organes	rat	300	REL = $0,05 \text{mg}/\text{kg}/\text{j}$	OEHHHA (2005)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

Pour les effets **cancérigènes par inhalation**, on retient la valeur établie récemment par l'OMS à partir du registre des cancers du poumon observés en Norvège chez des travailleurs en raffinerie de nickel entre 1968 et 1987 (Andersen et coll., 1992, 1996) soit $3,8 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Ces études ont été publiées récemment, elles tiennent compte des éventuels facteurs de confusion (tabagisme en particulier).

Compte tenu de l'absence d'évidence d'effets cancérigènes du nickel par ingestion et contact cutané, l'ERU_i ci-dessus ne sera pas dérivé en ERU_o.

La VTR chronique retenue pour les effets toxiques **non cancérigènes du nickel par inhalation** est celle de l'ATSDR (2005) de $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur établie à partir d'études sur l'homme et présentant un facteur de sécurité faible est préférée à celle plus conservatoire du RIVM ($0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$) établie à partir d'études sur les rats.

La VTR chronique retenue pour les effets **toxiques non cancérigènes du nickel par ingestion** est celle de l'US-EPA soit $0,02 \text{mg}/\text{kg}/\text{j}$.

Plomb (Pb)

A) Propriétés intrinsèques

Propriétés physico-chimiques et origine

Le plomb est un métal de couleur gris-bleu, mou et malléable. La masse molaire du plomb est de 207,20, sa densité est de 11,34 et son point de fusion est de 327,5°C. Les composés inorganiques du plomb ne sont pas volatils tandis que les composés organiques peuvent être volatils.

Dans l'air, les émissions de plomb sont principalement anthropiques, cependant depuis les deux dernières décennies, avec la disparition de la consommation de l'essence plombée, la pollution atmosphérique par le plomb a considérablement diminuée.

Le plomb peut être présent sous plusieurs formes, qui dépendront essentiellement des conditions redox et de pH du milieu, mais aussi des espèces rencontrées dans le sol. Ce métal peut ainsi se trouver sous la forme inorganique (ions libres en solution (Pb^{2+}), complexe (Pb^{2+} /acide fulvique), ions adsorbés dans des colloïdes ($Pb^{2+}/Fe(OH)_3$), mais c'est sa forme organique (essentiellement tétraalkyl de plomb) qui est la plus toxique pour l'homme. Le plomb tétraéthyl est un additif des carburants plombés.

Voies d'exposition et absorption

Le plomb pénètre dans l'organisme essentiellement par voie digestive (50% pour l'enfant de 2 ans et 5 à 10% pour l'adulte) et par voie pulmonaire (20 à 30%).

La principale voie d'absorption est digestive, les sources étant constituées par les aliments (le lait, l'eau, les boissons) et également les écailles de peinture, les poussières présentes en milieu domestique et les poussières présentes dans le sol ingérées particulièrement par les jeunes enfants (2 à 3 ans) par portage main-bouche.

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

Le décret 2007-49 (et articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique) présente une limite de qualité des eaux pour la consommation humaine de 25 µg/l pour le plomb jusqu'en décembre 2013, elle sera abaissée à 10 µg/l à partir de 2014.

La concentration limite dans les eaux brutes destinées à produire de l'eau potable issue de ce même texte réglementaire est de 50 µg/l.

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

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

Valeurs guides dans l'air

L'objectif de qualité de l'air correspond en France à une concentration de 0,5 µg/m³ en moyenne annuelle (décret 2002-213 de février 2002). L'OMS préconise également de ne pas dépasser le seuil de 0,5 µg/m³ en exposition moyenne annuelle.

C) Profil toxicologique

Classement

Le symbole classant le plomb est **T** (toxique).

Les phrases de risque qui le représentent sont : **R20/22** (également nocif par inhalation et par ingestion), **R33** (danger d'effet cumulatif), **R61** (risque pendant la grossesse d'effet néfaste pour l'enfant), **R62** (risque possible d'altération de la fertilité).

Effets cancérogènes

L'Union Européenne classe le plomb et ses dérivés dans les catégories suivantes:

- **Catégorie 3** : les chromates, sulfochromates et sulfochromates molybdates de plomb sont des substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles mais pour lesquelles les informations disponibles ne permettent pas une évaluation satisfaisante.
- **Catégorie 1** : l'arséniate de plomb est cancérogène pour l'homme.

L'IARC classe le plomb et ses dérivés dans les groupes suivants :

- **Groupe 2A** pour le plomb et ses dérivés inorganiques
- **Groupe 1** : les chromates et arsénates de plomb sont considérés séparément et classés comme cancérogènes pour l'homme (1987).
- **Groupe 3** : les composés organiques ne peuvent être classés pour leur cancérogénicité pour l'homme (1987).

Enfin, l'US-EPA le classe dans le groupe **B2** : le plomb et ses dérivés inorganiques pourraient être potentiellement cancérogènes pour l'homme (1989).

Effets Mutagènes

Aucun des composés du plomb n'est classé mutagène par l'Union Européenne.

Effets sur la reproduction

Le plomb et l'ensemble de ses composés sont **classés R1** par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

Si l'exposition par ingestion prédomine dans la population générale, et l'inhalation en milieu professionnel, ces deux voies sont le plus souvent indiscernables l'une de l'autre. Pour pallier la difficulté qui consiste à identifier ces différentes voies et sources d'exposition, les effets du plomb sur l'homme sont identifiés à partir de la dose interne de plomb mesurée dans le sang (plombémie).

Les principaux effets toxiques liés à une exposition chronique au plomb sont des neuropathies motrices avec déficit intellectuel, des altérations des reins et du système reproducteur (infertilité masculine), ainsi que des inhibitions de la synthèse de l'hémoglobine, et de la vitesse de la conduction nerveuse, effets qui ont pu être associés à des plombémies précises par l'ATSDR. On considère actuellement qu'une plombémie de 100 µg/L est une concentration critique à ne pas dépasser.

Le plomb s'accumule dans l'organisme et sa toxicité se manifeste vraisemblablement sans seuil de dose ainsi les jeunes enfants, pourraient, selon l'OMS présenter des déficits cognitifs et des troubles dans le métabolisme de la vitamine D, pour des plombémies inférieures à 100 µg/L.

Des études réalisées en milieu professionnel ont montré que le plomb peut exercer un effet déprimeur sur la glande thyroïde pour des niveaux d'exposition élevés (Tuppurainen *et al.*, 1988 ; Robins *et al.*, 1983).

Pour des expositions moins importantes, des troubles d'ordre neurologiques ont été observés chez l'adulte comme chez l'enfant : irritabilité, troubles du sommeil, anxiété, perte de mémoire, confusion, sensation de fatigue.

L'exposition chronique au plomb produit aussi des effets sur le système nerveux périphérique (paresthésie, faiblesse musculaire, crampes...), des effets hématologiques (anémies), des effets rénaux et des effets cardio-vasculaires (l'implication possible du plomb dans une hypertension artérielle est cependant controversée).

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. La plupart d'entre elles figurent dans la fiche toxicologique de l'INERIS (INERIS-DRC-01-25590-ETSC-API/SD –N°00df257, Fév.2003).

Plomb - effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Organe critique	Valeur	Source
Inhalation	Tumeurs rénales	rat	ERUi = $1,2 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$	OEHHA (2002)
Ingestion		rat	ERUo = $8,5 \cdot 10^{-3} (\text{mg/kg/j})^{-1}$	OEHHA (2002)

Plomb – effets à toxiques seuil					
Voie d'exposition	Organe Cible	Facteur de sécurité	Espèce	Valeur	Source
Ingestion	SNC, Rein, Cellule sanguine, Reproduction et développement	-	homme	DJT = $3,5 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$	OMS (1993)
		-	homme	TDI = $3,6 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$	RIVM (2001)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

Selon l'US-EPA, les connaissances actuelles sur la pharmacocinétique du plomb indiquent que la dérivation d'un ERU selon les méthodes conventionnelles ne décrirait pas correctement le risque potentiel. Ainsi, le groupe d'évaluation de l'US-EPA recommande de ne pas déterminer de valeur numérique d'ERU. Cependant, l'IARC s'est prononcé sur le caractère cancérogène probable des sels inorganiques de plomb, et sur le caractère non cancérogène des composés organiques. Dans une approche sécuritaire, et en l'absence d'information sur la spéciation du plomb, nous proposons de tenir compte des valeurs proposées par l'OEHHA. Pour les effets **cancérogènes par inhalation**, on retient la valeur de $1,2 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$. Pour les effets **cancérogènes par ingestion**, on retient la valeur de $8,5 \cdot 10^{-3} (\text{mg/kg/j})^{-1}$.

La VTR chronique retenue pour les **effets toxiques non cancérogènes du plomb** et de ses composés inorganiques par **ingestion** est celle proposée par l'OMS (1993) de $3,5 \cdot 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$. L'établissement de cette valeur, qui fait référence à des études chez l'homme, n'a nécessité l'application d'aucun facteur de sécurité. Cette valeur sera peut-être réévaluée dans l'avenir compte tenu du caractère relativement ancien des études de base et de l'évolution des connaissances, pour mise en cohérence avec la valeur guide pour l'air ci-dessous) ; on peut considérer qu'elle sous-estime peut être le danger.

L'US-EPA dans sa base de données IRIS (2004) ne propose pas de RfD considérant que des effets sur la santé peuvent se produire sans signe manifeste de toxicité, en particulier chez les enfants. Ainsi, dans le

cadre d'études portant spécifiquement sur les risques liés au plomb, des méthodes spécifiques d'évaluation (basées sur les niveaux de plomb dans le sang) doivent être mises en œuvre.

On peut considérer que la valeur guide pour la qualité de l'air recommandée par l'OMS (2000) en Europe, établie à **0,5 µg/m³** est une valeur de référence par sa construction et qu'elle prend bien en considération l'ensemble des effets toxiques du plomb qui sont liés à la plombémie. On peut lui accorder un degré de confiance **élevé**, en remarquant qu'elle présente sans doute une pertinence plus forte que la valeur ci-dessus pour l'exposition par ingestion, pour laquelle les études ont été moins poussées en termes de seuils de plombémie acceptables. Cependant, en application de la circulaire DGS, cette valeur ne sera pas retenue pour la caractérisation des risques.

Benzène

A) Propriétés intrinsèques de la substance

Le benzène (CAS n° 71-43-2) est un liquide plus léger que l'eau (densité=0,88 à 15°C), incolore, d'odeur aromatique, perceptible à l'odorat à partir de 4.68 ppmV (INRS, 2004). Le facteur de conversion est 1ppmV = 3,25 mg/m³.

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

Parmi les composés des hydrocarbures, le benzène est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les HAM (hydrocarbures aromatiques monocycliques). Il est soluble (1860 mg/l à 10°C), volatil : pression de vapeur de 6031 Pa (10°C) et constante de Henry de 0.56 kPa.m³/mol (25°C) et biodégradable en milieu aérobie.

Voies d'exposition et absorption

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

Les taux d'absorption sont de 50% par inhalation (donnée sur l'homme), 97% du benzène ingéré est absorbé (donnée sur animaux), tandis que par contact cutané l'absorption est limitée (0,4 mg/cm²/h donnée sur l'homme) et reste secondaire par rapport à d'autres voies d'exposition.

B) Valeurs guides

Valeurs guides pour l'eau

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

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

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

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

Valeurs guides pour l'air

L'objectif de qualité de l'air correspond en France à une concentration de 2 µg/m³ (décret 2002-213 de février 2002).

La commission européenne dans le rapport du projet INDEX (critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU) ainsi que l'OMS (WHO Guidelines for Indoor Air Quality : Selected Pollutants, 2010) recommandent un objectif de concentration dans l'air intérieur aussi bas que possible sans fixer de valeur. L'OMS précise que l'excès de risque de Leucémie pour une exposition à 1 µg/m³ est de 6.10⁻⁶. La concentration associée à un excès de risque de 10⁻⁵ est de 1,7 µg/m³.

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

- VGAI long terme, pour les effets hématologiques non cancérogènes : 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée d'exposition supérieure à 1 an,
- VGAI long terme, pour les effets hématologiques cancérogènes : 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (durée d'exposition "vie entière"), correspondant à un excès de risque de 10^{-5} ,
- VGAI long terme, pour les effets hématologiques cancérogènes : 0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une durée d'exposition "vie entière", correspondant à un excès de risque de 10^{-6} ,
- VGAI intermédiaire : 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 1 an pour les effets hématologiques non cancérogènes prenant en compte des effets cumulatifs du benzène,
- VGAI court terme : 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne sur 14 jours pour les effets hématologiques non cancérogènes prenant en compte des effets cumulatifs du benzène,

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

Valeurs guides pour les sols

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

C) Profil toxicologique

Classement

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

Les phrases de risque¹ qui le représentent sont : **R45** (peut causer le cancer), **R11** (inflammable), **R48/23/24/25** (toxique : risque d'effets graves en cas d'exposition prolongée, par contact avec la peau et par ingestion).

Effets cancérogènes

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

Effets Mutagènes

Le benzène est génotoxique et induit des aberrations chromosomiques. Il est classé **Mut. 2** par l'Union Européenne.

Effets sur la reproduction

Le benzène n'est pas classé reprotoxique par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

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

¹ La définition de ces phrases de risques est donnée dans le chapitre général méthodologique (chapitre 1)

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

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

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

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

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

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. La plupart d'entre elles figurent dans la fiche toxicologique de l'INERIS : version 2, janvier 2004).

Benzène (Cas n°71-43-2) – Effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effets considérés	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Leucémies	homme	ERU _i = 2,2 à 7,8 10⁻⁶ (µg/m³)⁻¹	US EPA (2000)
		homme	ERU _i = 6 10 ⁻⁶ (µg/m ³) ⁻¹	OMS (1997)
		homme	CR = 5.10 ⁻⁶ (µg/m ³) ⁻¹	RIVM (2001)
		homme	ERU _i = 2,9 10 ⁻⁵ (µg/m ³) ⁻¹	OEHHA (2002)
		homme	CT _{0,05} = 15 mg/m ³ , correspond à ERU _i = 3 10 ⁻⁶ (µg/m ³) ⁻¹	Santé Canada (1991)
Ingestion	Leucémies	homme	ERU _o = 1,5.10 ⁻² à 5,5.10⁻² (mg/kg/j)⁻¹	US EPA (2000)
		homme	ERU _o = 0,1 (mg/kg/j)⁻¹	OEHHA (2002)

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

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

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

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

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

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

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

Ethylbenzène

A) Propriétés intrinsèques de la substance

L'éthylbenzène (CAS n°100-41-4) est un liquide plus léger que l'eau (densité=0,87 à 15°C), incolore, d'odeur aromatique, perceptible à l'odorat à partir de 2.3 ppmV (INRS, 2004), Le facteur de conversion est 1ppmV = 4.42 mg/m³. Dans les eaux, le seuil olfactif est de 2,4 µg/l (INERIS, 2003).

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

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

Parmi les composés des hydrocarbures, l'éthylbenzène est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les HAM (hydrocarbures aromatique monocyclique). Il est soluble (180 mg/l à 10°C), volatil : pression de vapeur de 510 Pa (10°C) et constante de Henry de 0.82 kPa.m³/mol (25°C) et biodégradable.

Voies d'exposition et absorption

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

Les taux d'absorption sont : par inhalation 49 à 64% de l'éthylbenzène inhalé est absorbé (donnée sur l'homme pour une exposition de 8 h) ; par voie orale, chez l'animal, l'éthylbenzène est rapidement et facilement absorbé (absence de données sur l'homme). Par contact cutané avec les sols, aucune donnée n'est disponible.

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

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

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

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

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

Valeurs guides dans l'air

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

Valeurs guides dans les sols

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

C) Profil toxicologique

Classement

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

Les phrases de risque¹ qui le représentent sont : **R11** (facilement inflammable) et **R20** (nocif par inhalation).

Effets cancérogènes

En fonction des résultats d'études récentes le CIRC-IARC a placé l'éthylbenzène dans le groupe **2B** en considérant qu'il n'y a pas de preuves d'effets cancérogènes chez l'homme mais que les preuves sont suffisantes chez l'animal (aout 2000). La seule position connue de l'US-EPA (**classement en D**) est obsolète puisqu'elle date de 1991, et l'éthylbenzène n'est pas classé actuellement au sein de l'Union Européenne pour ses éventuels effets cancérogènes chez l'homme.

Effets Mutagènes

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

Effets sur la reproduction

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

Autres effets toxiques

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

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

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

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

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

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

¹ La définition de ces phrases de risques est donnée dans le chapitre général méthodologique (chapitre 1)

Ethylbenzène (Cas n°100-41-4) – Effets toxiques sans seuil				
Voie d'exposition	Type d'effets considérés	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Cancer du rein	rat	ERU _i = 2,5 10⁻⁶ (µg/m³)⁻¹	OEHHA (2007)
Ingestion	Cancer du rein	rat	ERU _o = 0,011 (mg/kg/j)⁻¹	OEHHA (2007)

Ethylbenzène (Cas n°100-41-4) – Effets toxiques à seuil						
Exposition	Voie d'exposition	Organe ou effet critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
chronique	Inhalation	Effets sur le développement	Rat et lapin	300	RfC = 1000 µg/m ³	US EPA (1991)
		Syst. rénal	rat	300	MRL = 0,06 ppm soit 260 µg/m³	ATSDR (2010)
		Systèmes rénal et hépatique	animale	30	REL = 2 mg/m ³	OEHHA (2002)
			animale	100	TCA = 0.77 mg/m ³	RIVM (2001)
chronique	Ingestion	Systèmes rénal et hépatique	rat	1000	RfD = 0,1 mg/kg/j	US EPA (1991)
			rat	1000	TDI = 0,1 mg/kg/j	RIVM (2001)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La VTR retenue pour l'exposition chronique par inhalation à l'éthylbenzène est celle de l'ATSDR établie en 2010 à 260 µg/m³ (effets sur le système rénal). Cette valeur est établie pour des effets sur le rein, organe cible retenu pour l'éthylbenzène. La valeur moins protectrice de l'US-EPA n'est pas retenue, l'US-EPA considère en effet que sa valeur présente une fiabilité faible, par ailleurs elle porte sur un organe cible différent.

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

les valeurs proposées par l'OEHHA.

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

- pour les risques chroniques cancérogènes par ingestion, un ERU_o de 0,011 (mg/kg/j)⁻¹ qui correspond à la seule valeur actuellement disponible.
- pour les risques chroniques cancérogènes par inhalation, un ERU_i de 2,5.10⁻⁶ (µg/m³)⁻¹ qui correspond à la seule valeur actuellement disponible.

Xylènes

A) Propriétés intrinsèques de la substance

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

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

Parmi les composés des hydrocarbures, les xylènes sont rangés parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les HAM (hydrocarbures aromatique monocyclique). Ils sont solubles (190 à 240 mg/l à 10°C), volatils : pression de vapeur de 340 à 460 Pa (10°C) et constante de Henry de 0.42 à 0.69 kPa.m³/mol (25°C).

Voies d'exposition et absorption

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

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

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

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

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

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

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

Valeurs guides dans l'air

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

Dans l'air intérieur, Le rapport final du projet INDEX : « Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU », 2005 élaboré par l'institut de la protection de la santé et du consommateur établit pour les xylènes une concentration d'exposition limite sur le long terme de 200 µg/m³. Les concentrations dans l'air intérieur en Europe seraient de l'ordre de 20 fois inférieures à cette limite et le centile 90 des mesures de l'ordre de 6 fois inférieur (INDEX, 2005).

Valeurs guides dans les sols

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

C) Profil toxicologique

Classement

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

Les phrases de risque¹ qui le représentent sont : **R10** (inflammable), **R20/R21** (nocif par inhalation et contact avec la peau), **R38** (irritant pour la peau).

Effets cancérogènes

L'US-EPA (IRIS 02/21/2003) considère qu'on ne dispose pas de données pertinentes sur les effets cancérogènes des xylènes chez l'homme et que les données disponibles chez l'animal ne sont pas concluantes.

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

Effets Mutagènes

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

Effets sur la reproduction

Les xylènes ne sont pas classés par l'Union Européenne quant à leurs effets sur la reproduction.

Autres effets toxiques

De nombreuses études épidémiologiques ont été menées chez des salariés exposés à long terme et de façon répétée aux vapeurs de xylènes. Ces études ont montré pour certains sujets une respiration difficile et à une altération de certaines fonctions pulmonaires. Une augmentation significative des irritations du nez et de la gorge a été notée chez des salariés exposés à une concentration moyenne de 14 ppm (61 mg/m³) de vapeurs de xylènes. Les xylènes induisent également par voie pulmonaire des atteintes neurologiques.

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

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

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, US-EPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France. La plupart d'entre elles figurent dans la fiche toxicologique de l'INERIS : version 2, mars 2004).

¹ La définition de ces phrases de risques est donnée dans le chapitre général méthodologique (chapitre 1)

Xylènes (Cas n°1330-20-7)						
Exposition	Voie d'exposition	Organe ou effet critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Inhalation	Système neurologique	homme	300	MRL (0.05 ppm)= 220 µg/m ³	ATSDR (2007)
		Système neurologique	rat	300	RfC = 100 µg/m³	US EPA (2003)
		Systèmes neurologique et respiratoire	homme	30	REL = 700 µg/m ³	OEHHA (2002)
		Système neurologique	rat	1000	TCA = 870 µg/m ³	RIVM (2001)
		foetotoxicité	rat	1000	TC provisoire = 180 µg/m ³	Santé Canada (1991)
	Ingestion	Diminution poids corporel	rat	1000	MRL = 0.2 mg/kg/j	ATSDR (2007)
		Diminution poids corporel	rat	1000	RfD = 0,2 mg/kg/j	US EPA (2003)
		Syst. rénal	rat	1000	TDI = 0,15 mg/kg/j	RIVM (2001)
		Diminution poids corporel	rat	1000	DJT = 0.179 mg/kg/j	OMS (1996)
		Syst. hépatique	rat	100	TDI = 1.5 mg/kg/j	Santé Canada (1991)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

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

La VTR retenue pour l'exposition chronique par inhalation aux xylènes est la RfC établie par l'US EPA (2003), soit 100 µg/m³ qui correspond aux effets psycho-moteurs attribués généralement aux xylènes. Le niveau de confiance accordé à cette valeur par l'US-EPA est le niveau moyen, on peut considérer qu'il s'agit d'une valeur qui surestime le danger compte tenu de l'effet toxique retenu et du facteur d'ajustement adopté.

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

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

Acétaldéhyde

A) Propriétés intrinsèques de la substance

L'acétaldéhyde (cas n° 75-07-0) est un liquide incolore plus léger que l'eau ($d=0,774$), volatil, d'odeur fruitée agréable, perceptible à l'odorat à des teneurs de l'ordre de 0,05 ppm. Son facteur de conversion est le suivant : 1 ppm = 1,802 mg/m³ (INRS, 2005). Cette odeur devient piquante et suffocante à forte concentration.

Il est essentiellement utilisé en synthèse organique, notamment pour la fabrication de l'acide acétique, de l'anhydride acétique et du 1-butanol. Il peut également intervenir dans les industries des parfums, matières plastiques, colorants...

L'acétaldéhyde est hautement mobile dans l'eau et l'air, ses caractéristiques physico-chimiques sont les suivantes : pression de vapeur saturante de 67 à 120 kPa (10 et 25°C), solubilité de 10⁶ mg/l (25°C), constante de Henry de 0,0097 kPa.m³/mol et constante de partage octanol-carbone de 0,17.

Principales voies d'exposition et absorption

La substance peut être absorbée par inhalation et par ingestion. La rétention d'acétaldéhyde dans les poumons varie de 45 à 70%. L'absorption n'est pas clairement quantifiée. Il traverse aisément la barrière hémoméningée. Le passage transplacentaire est rapide.

Les hépatocytes sont le principal site du métabolisme de l'acétaldéhyde. Il se lie par ailleurs, spontanément avec de nombreuses substances endogènes pourvues de site nucléophiles.

Il peut être neutralisé par divers dérivés soufrés et la vitamine C.

B) Valeurs guides

Valeurs guides pour l'eau

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

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

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

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

Valeurs guides pour l'air

Dans l'air intérieur, Le rapport final du projet INDEX : « Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU », 2005 élaboré par l'institut de la protection de la santé et du consommateur établit pour l'acétaldéhyde une concentration d'exposition limite sur le long terme de 200 µg/m³.

C) Profil toxicologique

Classement

Les symboles classant l'acétaldéhyde dans les fiches sécurité sont **Xn** (nocif) et **F+** (extrêmement inflammable).

Les phrases de risque qui le représentent sont : **R1** (extrêmement inflammable), **R40** (effet cancérigène suspecté), **R36/37** (irritant pour les yeux et les voies respiratoires).

Effets cancérigènes

La substance est cancérigène possible pour l'homme (USEPA : **B2**, IARC : **2B**).

L'Union Européenne la classe en **catégorie 3** : substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérigènes possibles.

Effets Mutagènes

La substance n'est pas classée mutagène par l'union européenne.

Effets sur la reproduction

Pour certains auteurs, il est au moins partiellement responsable du syndrome d'alcoolisme fœtal. Cependant, l'acétaldéhyde n'est pas classé reprotoxique par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

Les effets systémiques de l'acétaldéhyde n'ont pas fait l'objet de publication de cas cliniques ou d'études épidémiologiques. Plusieurs auteurs de monographies signalent des dermatoses irritatives et allergiques, des broncho-pneumopathies chroniques dans les populations humaines professionnelles. La substance peut avoir des effets sur le système nerveux central, les voies respiratoires et les reins, semblable à une intoxication chronique due à l'alcool.

L'exposition de personnes volontaires à 50 ppm d'acétaldéhyde pendant 15 minutes n'a produit qu'une irritation oculaire modérée. A 200 ppm, une conjonctivite transitoire apparaît. Au delà, des lésions cornéennes sont notées. Des signes d'irritation des voies aériennes supérieures sont survenus chez tous les volontaires exposés à 134 ppm pendant 30 minutes.

D) Relation Dose/effet et Dose/réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent dans un premier temps les VTR correspondant aux effets cancérigènes et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Ces VTR sont issues d'une recherche actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, USEPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada) et tiennent compte des valeurs réglementaires appliquées en France.

Acétaldéhyde (75-07-0) - effets toxiques sans seuil -				
Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Cancer nasal	rat	ERU _i = $2,2 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	US EPA (1991)
		rat	ERU _i = $2,7 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2002)
		rat	CT05 = 86 mg/m ³ soit ERU _i = $5,8 \cdot 10^{-7} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	Santé Canada (1998)

Acétaldéhyde (75-07-0) - effets toxiques à seuil -						
Exposition	Voie d'exposition	Cible	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Chronique	Inhalation	Système respiratoire	rat	100	TC = 390 µg/m ³	Santé Canada (1998)
				1000	RfC = 9 µg/m³	US EPA (1991)
				300	REL = 140 µg/m ³	OEHHA (2008)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues

La VTR retenue pour les effets **cancérigènes par inhalation** est la valeur de l'ERUi proposée par l'US-EPA (1991) par rapport aux probabilités d'apparition de cancer nasal de **2,2 10⁻⁶ (µg/m³)⁻¹**.

La VTR retenue pour **les risques chroniques non cancérogènes par inhalation** est la valeur établie par l'US-EPA (1991) de **9 µg/m³** par rapport aux effets sur le système respiratoire.

On notera l'absence de VTR associées aux effets toxiques par voie orale.

Acroléine (CAS n°107-02-8)

A) Propriétés intrinsèques de la substance

L'acroléine est le produit de départ d'un grand nombre de réactions chimiques industrielles, en particulier pour la fabrication de méthionine, d'acide acrylique et de glutaraldéhyde. Elle est également utilisée hors de l'Union européenne comme biocide dans les lignes de fabrication et les eaux industrielles.

Son odeur est désagréable et peut être suffocante, le seuil olfactif est de 0,11 ppm dans l'eau et de 0,16 ppm dans l'air (sources INRS 1999, ATSDR 2007)

La masse molaire de l'acroléine est de 56,06 g/mol. Dans l'air, son facteur de conversion est le suivant : 1 ppm = 2,3 mg/m³. La densité de l'acroléine est de 0,84 kg/l, sa solubilité est de 2,12.10⁵ mg/l, sa pression de vapeur est de 274 mmHg, sa constante de Henry de 1,22.10⁻⁴ atm.m³/mol et sa capacité d'absorption de Koc =24.

Principales voies d'exposition et absorption

L'acroléine est une substance toxique par voie orale et très toxique par inhalation. Elle peut traverser la peau. 80 à 85% des vapeurs inhalées sont retenues dans le tractus respiratoire chez le chien. Chez le rat, l'absorption gastro-intestinale de l'acroléine est de 75 à 86%.

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

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

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

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

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

Valeurs guides dans l'air et les sols

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

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

C) Profil toxicologique

Classement

Les symboles classant l'acroléine dans les fiches sécurité sont **T+** (très toxique) et **F** (facilement inflammable).

Les phrases de risque qui le représentent sont : **R11** (facilement inflammable), **R25** (toxique en cas d'ingestion), **R26** (très toxique par inhalation) et **R34** (provoque des brûlures).

Effets cancérigènes

L'acroléine est classée dans le **groupe 3** (inclassifiable) par l'IARC.

L'acroléine n'est pas classée cancérigène par l'Union Européenne.

Effets Mutagènes

La substance n'est pas classée mutagène par l'union européenne.

Effets sur la reproduction

L'acroléine n'est pas classée reprotoxique par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

Par inhalation, l'acroléine exerce une action immédiate intense sur les muqueuses respiratoires, associant dyspnée, toux et expectoration. Une intoxication systémique est parfois associée avec des nausées, vomissements, une hyper ou hypotension, une hyperexcitabilité myocardique, des crises convulsives ou même un coma. Les niveaux d'acroléine causant une irritation et des effets sur la santé sont de $0,07 \text{ mg.m}^{-3}$ pour la perception olfactive, $0,13 \text{ mg.m}^{-3}$ pour l'irritation des yeux, $0,3 \text{ mg.m}^{-3}$ pour l'irritation nasale et $0,7 \text{ mg.m}^{-3}$ pour la diminution des fonctions respiratoires.

Les effets de l'acroléine lors d'expositions répétées chez l'homme n'ont pas été décrits. Les effets toxicologiques dus à une exposition répétée aux vapeurs d'acroléine par inhalation apparaissent chez plusieurs espèces d'animaux de laboratoires pour des concentrations comprises entre $0,39$ et $11,2 \text{ mg.m}^{-3}$.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les VTR sont issues d'une recherche actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, USEPA, OEHA, RIVM, Santé Canada).

Acroléine (107-02-8) - effets toxiques à seuil					
Voie d'exposition	Cible	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Inhalation	Système respiratoire	rat	1000	RfC = $0,02 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$	US EPA (2003)
			300	REL = $0,06 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$	OEHA (2000)
			100	TC = $0,4 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$	Santé Canada (1998)
ingestion	Système gastro-intestinal	rat	100	RfD = $5.10^{-4} \text{ mg/kg/j}$	US EPA (2003)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La VTR retenue pour **les risques chroniques non cancérigènes** par **inhalation** est la valeur de **$0,02 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$** établie par l'US-EPA (2003). En effet, dans une approche protectrice de la santé humaine, on prend la valeur la plus pénalisante soit la valeur de l'US-EPA.

La VTR retenue pour **les risques chroniques non cancérigènes** par **ingestion** est la valeur de **$5.10^{-4} \text{ mg/kg/j}$** établie par l'US-EPA (2003).

Chlorotoluène alpha (benzyl chloride)

A) Propriétés intrinsèques de la substance

L' α -chlorotoluène est principalement utilisé comme intermédiaire de synthèse organique dans la fabrication de dérivés benzyliques, de composés d'ammonium quaternaire, de colorants, de produits pharmaceutiques et de parfums.

L' α -chlorotoluène se présente sous la forme d'un liquide incolore ou jaune pâle, lacrymogène et d'odeur particulièrement piquante, détectable à une concentration dans l'air de l'ordre de 0,04 ppm.

Sa masse molaire est de 128,58 g/mol. Sa densité est de 1,1 kg/l et sa pression de vapeur est de 0,13 kPa à 20°C. A 20°C, son facteur de conversion est le suivant : 1 ppm = 5,17 mg/m³.

Principales voies d'exposition et absorption

L' α -chlorotoluène est absorbé par les voies respiratoire, digestive et cutanée. Chez le rat, la concentration maximale est observée dans l'estomac, l'iléum et le duodénum 48 h après l'administration d'une dose orale unique de 50 mg/kg d' α -chlorotoluène radiomarqué.

L' α -chlorotoluène est éliminé principalement par les fèces, les urines et l'air excrété, avec une demie-vie d'élimination de 58,5 h.

B) Valeurs guides

Non renseigné.

C) Profil toxicologique

Classement

Le symbole classant l' α -chlorotoluène dans les fiches de sécurité est **T** (toxique).

Les phrases de risque qui le représentent sont : **R45** (peut causer le cancer), **R22** (également nocif en cas d'ingestion), **R23** (également toxique par inhalation), **R37/38** (irritant pour les voies respiratoires et la peau), **R41** (risque de lésions oculaires graves) et **R48/22** (également nocif : risque d'effets graves pour la santé en cas d'exposition prolongée par ingestion).

Effets cancérogènes

L'Union Européenne classe l' α -chlorotoluène en **catégorie 2** : Substance devant être assimilée à des substances cancérogènes pour l'homme..

L'acroléine est classée dans le **groupe 2A** (Agent ou mélange probablement cancérogène pour l'homme) par l'IARC et **B2** (Preuves non adéquates chez l'homme et preuves suffisantes chez l'animal) par l'USEPA.

Effets Mutagènes

La substance n'est pas classée mutagène par l'union européenne.

Effets sur la reproduction

La substance n'est pas classée reprotoxique par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

L' α -chlorotoluène est toxique par inhalation, nocif par voie orale chez le rongeur. C'est un irritant des tractus respiratoires et digestifs, de la peau et des yeux. Il provoque une irritation sensorielle respiratoire chez la souris.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Il n'y a pas de données concernant la quantification du risque pour les effets à seuil dans les bases de données consultées.

Une seule VTR a été identifiée pour les effets sans seuil de l' α -chlorotoluène par inhalation. Elle est présentée dans le tableau ci-dessous.

α-chlorotoluène (100-44-7) - effets toxiques sans seuil -				
Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Cancer de la thyroïde, carcinomes	Rat, souris	ERU_i = $4,9 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2009)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La VTR retenue pour **les risques chroniques sans seuil** par **inhalation** est la valeur de **$4,9 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$** établie par l'OEHHA (2009), seule valeur disponible.

Chloroforme ou trichlorométhane

A) Propriétés intrinsèques de la substance

Le chloroforme ou trichlorométhane (TCmA, Cas n°67-66-3)) est un liquide incolore plus dense que l'eau (densité=1.48 à 20°C), incolore, d'odeur éthérée, perceptible à l'odorat à des concentrations de l'ordre de 2,4 ppm, soit de l'ordre de 11,8 mg/m³ (INRS, 1994), (1 ppmV = 4.9 mg/m³).

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

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

Parmi les composés des hydrocarbures, le chloroforme est rangé parmi les COV (composés organiques volatils) et plus précisément parmi les COHV (composés organiques halogénés volatils). Il présente une solubilité de 7500 mg/l à 25°C, une pression de vapeur de 13070 Pa (10°C) et multipliée par 2 à 25°C et constante de Henry de 0.42 kPa.m³/mol (25°C). Le chloroforme est biodégradable en milieu anaérobie.

Voies d'exposition et absorption

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

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

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

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

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

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

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

Valeurs guides dans l'air

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

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

Valeurs guides dans les sols

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

C) Profil toxicologique

Classement

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

Les phrases de risque¹ qui le représentent sont : **R40** (effets cancérogènes suspectés, preuves insuffisantes), **R38** (irritant pour la peau) et **R48/20/22** (risques d'effets graves pour la santé lors d'exposition prolongées par inhalation et ingestion).

Effets cancérigènes

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

Effets Mutagènes

L'UE ne considère pas le chloroforme comme présentant des effets mutagènes. En l'état actuel des données, nous ne considérerons pas les effets mutagènes du chloroforme.

Effets sur la reproduction

L'UE ne considère pas le chloroforme comme un agent reprotoxique. En l'état actuel des données, nous ne considérerons pas les effets reprotoxiques du chloroforme.

Autres effets toxiques

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

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

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

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

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

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

¹ La définition de ces phrases de risques est donnée dans le chapitre général méthodologique (chapitre 1)

Chloroforme (Cas n°67-66-3) – effets toxiques sans seuil					
Exposition	Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant sur	Valeur	Source
Chronique	Inhalation	Syst. hépatique	souris	ERUi = $2,3 \cdot 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	US-EPA (2001)
		Syst. hépatique et rénal	rat, souris	ERUi = $5,3 \cdot 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$	OEHHA (2002)
	Ingestion	Syst. hépatique et rénal	rat, souris	ERUo = $0,031 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$	OEHHA (2002)

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

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

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

Concernant les effets toxiques cancérogènes par inhalation, l'AFSSET considère "qu'une VTR à seuil fondée sur la prolifération cellulaire, effet précurseur du cancer, peut être proposée pour protéger des effets cancérogènes ». Ainsi, nous retiendrons cette VTR de **63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets cancérogènes à seuil**. Nous ne retiendrons pas de valeur d'ERUi.

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

Pour la voie orale, l'US-EPA considère que la prise en compte de la RfD de $0,01 \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$ est protectrice vis-à-vis des potentiels effets cancérogènes du chloroforme. Nous ne retiendrons donc pas de valeur d'ERUo.

Formaldéhyde

A) Propriétés intrinsèques de la substance

Le formaldéhyde (cas n° 50-00-0) est un liquide ($d=0,736$) ou un gaz ($d=1,036$) incolore d'odeur piquante et suffocante. Le seuil olfactif est compris entre 0,06 ppm et 1 ppm, il est donné à 0,05 ppmV par l'INRS (2005) avec $1 \text{ ppm} = 1,25 \text{ mg/m}^3$.

Il est préparé par oxydation catalytique de méthanol en phase vapeur en utilisant de l'air comme agent oxydant et de l'argent chauffé à une température de 600 à 720 °C ou des oxydes de fer ou de molybdène portés à une température de 270 à 380°C comme catalyseurs.

Le formaldéhyde est utilisé dans la fabrication des résines phénoplastes, aminoplastes, polyacétals. Il est également employé comme germicide, insecticide, fongicide et comme fixateur pour les spécimens histologiques. Il est d'autre part utilisé dans des domaines divers tels que l'industrie du papier, le tannage du cuir, la photographie, l'analyse chimique, la fabrication de substances chimiques organiques, de soie artificielle, d'esters de cellulose, de teintures et d'explosifs.

Le formaldéhyde (masse molaire 30,03 g/mol) est hautement mobile dans l'eau et dans l'air, ses caractéristiques physico-chimiques sont : pression de vapeur saturante de 314 à 519 kPa (10 et 25°C), une solubilité de 10^6 mg/l (25°C), une constante de Henry de $3,4 \cdot 10^{-5} \text{ kPa.m}^3/\text{mol}$ et une constante de partage octanol carbone de 1,07.

Principales voies d'exposition et absorption

Le taux d'absorption par inhalation est de 100%. Par ingestion, le taux d'absorption est de 90% (INERIS).

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

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

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

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

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

Valeurs guides dans l'air

Pour l'air extérieur, la valeur guide recommandée par l'OMS (Air quality Guidelines for Europe, 2005) est de $100 \mu\text{g/m}^3$ pour une exposition de courte durée : 30 min.

La même valeur est retenue en 2010, par l'OMS, pour la valeur guide air intérieur. L'OMS considère que cette VGAI protège des effets à court terme mais également des effets à long terme incluant les cancers nasopharyngiens et les leucémies myéloïdes.

Dans l'air intérieur, Le rapport final du projet INDEX : « Critical Appraisal of the setting and implementation of indoor exposure limits in the EU », 2005 élaboré par l'institut de la protection de la santé et du consommateur établit pour le formaldéhyde une concentration à partir de laquelle sa présence est

préoccupante sur le long terme de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les concentrations médianes dans l'air intérieur en Europe sont cependant généralement plus élevées, la médiane est de $26 \pm 6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, le centile 90 étant de $59 \pm 7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (INDEX, 2005).

Les valeurs guide proposées par l'AFSSET en 2007 sont les suivantes :

- $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une exposition long terme ;
- $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une exposition sur 2 heures.

La loi du 1er août 2008 relative à la responsabilité environnementale oblige à définir des « valeurs-guides pour l'air intérieur » dans les ERP. Le décret n° 2011-1727 du 2 décembre 2011, définit la valeur-guide pour le formaldéhyde pour une exposition de longue durée à $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au 1er janvier 2015 et à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au 1er janvier 2023.

C) Profil toxicologique

Classement

Le symbole classant le formaldéhyde est **T** (toxique).

Les phrases de risque qui représentent le formaldéhyde sont : **R23/24/25** (toxique par inhalation, par contact cutané, par ingestion), **R34** (provoque des brûlures), **R40** (possibilité d'effets irréversibles), **R43** (peut entraîner une sensibilisation par contact avec la peau).

Effets cancérogènes

La substance est probablement cancérogène pour les humains (US-EPA : **B1**, IARC : **2A**), puisque les preuves chez les humains sont limitées, mais suffisantes chez les animaux.

L'Union Européenne le classe en **catégorie 3** : substance préoccupante pour l'homme en raison d'effets cancérogènes possibles.

Les différentes classifications énoncées dans ce paragraphe font uniquement référence aux propriétés cancérogènes du formaldéhyde par inhalation. Le formaldéhyde par voie digestive ne conduit pas au développement de tumeurs cancéreuses (OMS, 1996).

Effets Mutagènes

Le Formaldéhyde n'est pas classé mutagène par l'Union Européenne.

Effets sur la reproduction

Le Formaldéhyde n'est pas classé reprotoxique par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

Des études portant sur des professionnels exposés au formaldéhyde mettent en évidence une prévalence de signes d'irritation cutanée, d'irritation des muqueuses oculaires et des voies respiratoires, des manifestations évoquant une pathologie respiratoire chronique et des lésions de l'épithélium respiratoire nasal. Le formaldéhyde est également un puissant allergène sur les plans cutanés et respiratoires, pouvant aller jusqu'au choc anaphylactique.

Les études existantes ne permettent pas aujourd'hui d'affirmer que le formaldéhyde est, de lui même, cause d'allergie respiratoire. En milieu professionnel, plusieurs travaux ont en effet permis de constater l'absence d'effet sur le système immunitaire, avec en particulier une recherche infructueuse de la présence d'anticorps spécifiques (Dykewicz *et al.*, 1991; Grammar *et al.*, 1990; Kramps *et al.*, 1989).

Il semblerait, cependant, exister chez certains sujets une sensibilité particulière au formaldéhyde qui se traduit par des altérations du système immunitaire, à l'origine de pathologies asthmatiques.

La concentration la plus faible associée à une irritation des voies respiratoires chez les humains est de $0,1 \text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ après une exposition à court terme, même si certains individus peuvent détecter la présence de la

substance à des concentrations inférieures. L'irritation des yeux et la diminution du flux de la muqueuse nasale débutent entre 0,5 et 2 mg.m⁻³. Au delà, des sensations de piqûres apparaissent dans le nez et les yeux, ainsi qu'un mal de tête. Une diminution des fonctions respiratoires est observée à une concentration de 3,7mg.m⁻³ en cas d'exercice, notamment chez les personnes asthmatiques. Entre 5 et 25 mg.m⁻³, des larmoiements tolérables puis intenses apparaissent de façon durable. Œdème pulmonaire et pneumonie pouvant être mortelle sont notés pour des concentrations comprises entre 37 et 60 mg.m⁻³. A des concentrations supérieures, la mort survient.

D) Relation Dose/effet et Dose/réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent dans un premier temps les VTR correspondant aux effets cancérogènes et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

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

Formaldéhyde (50-00-0) - effets toxiques sans seuil -				
Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Cancer nasal	rat	ERU _i = 1,3.10⁻⁵ (µg/m³)⁻¹	US EPA (1991)
		rat	ERU _i = 6.10 ⁻⁶ (µg/m ³) ⁻¹	OEHHA (2002)
		rat	CT ₀₅ = 9,5 mg/m ³ soit ERU = 5,2.10 ⁻⁶ (µg/m ³) ⁻¹	Santé canada (1999)

Formaldéhyde (50-00-0) - effets toxiques à seuil -					
Voie d'exposition	Cible	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
Inhalation	Système respiratoire	homme	30	MRL = 10 µg/m³	ATSDR (1999)
			10	REL = 9 µg/m ³	OEHHA (2008)
Ingestion	Système gastro-intestinal	rat	100	MRL = 0,2 mg/kg/j	ATSDR (1999)
		rat	100	RfD = 0,2 mg/kg/j	US EPA (1990)
		rat	100	DJT = 0,15 mg/kg/j	OMS (1989)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La VTR retenue pour les effets **cancérogènes par inhalation** est la valeur de l'ERU_i proposée par l'US-EPA de **1,3 10⁻⁵ (µg/m³)⁻¹**. 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.

La VTR retenue pour les effets toxiques pour une exposition **chronique par inhalation** est la valeur proposée par l'ATSDR (1999) **de 10 µg/m³**. Elle est préférée à celle de l'OEHHA, basée sur un NOAEL et non un LOAEL, définie à partir d'une étude plus récente que celle utilisée par l'ATSDR. Le critère de choix de la VTR est celui énoncé dans la circulaire DGS du 30 mai 2006 par rapport à l'organisme.

Compte tenu du niveau de protection qui sera accordé par la prise en compte de l'ERU_i de l'US-EPA, le fait de retenir la MRL de l'ATSDR et non celle de l'OEHHA qui est plus prudente, n'engendrera pas de sous-estimation des risques.

Concernant les effets toxiques **par voie orale**, la VTR proposées par l'US-EPA et par l'ASTDR de **0,2 mg/kg/j** est retenue par rapport aux effets gastro-intestinaux du formaldéhyde.

Butadiène 1,3 (CAS n°106-99-0)

A) Propriétés intrinsèques de la substance

Le 1,3 butadiène est un gaz incolore, d'odeur légèrement aromatique (semblable à celle de l'essence automobile). Il est peu soluble dans l'eau mais soluble dans l'alcool, l'éther et très soluble dans l'acétone. Le 1,3-butadiène est un produit très réactif qui se dimérise en 4 vinylcyclohexène. En présence d'oxygène, d'air ou à température élevée, il se polymérise facilement et donne naissance à de l'acroléine et des peroxydes ($C_4H_6O_2$)_x, explosifs, sensibles aux chocs et à la chaleur. Par conséquent, les produits disponibles commercialement contiennent toujours un inhibiteur de polymérisation (le 4-tert-butylcatéchol le plus souvent) et une durée de stockage inférieure à 12 mois est recommandée.

Le 1,3 butadiène est un gaz extrêmement inflammable qui peut former des mélanges explosifs avec l'air.

Principales voies d'exposition et absorption

Le 1,3-butadiène pénètre dans l'organisme principalement par le tractus respiratoire. Le gaz pénètre par diffusion passive des alvéoles vers le sang. Il s'y distribue largement. Le 1,3-butadiène et ses métabolites époxydes forment des adduits avec l'hémoglobine, dont la quantité est fonction de la dose inhalée. Il est éliminé sous forme de CO₂ dans l'air expiré et sous forme conjuguée dans les urines.

B) Valeurs guides

Valeurs guides dans l'eau

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

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

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

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

Valeurs guides dans l'air et les sols

On ne dispose pas de valeur réglementaire ou guide dans l'air ou les sols.

C) Profil toxicologique

Classement

Les symboles classant le butadiène sont **F+** (extrêmement inflammable) et **T** (toxique).

Les phrases de risque qui le représentent sont : **R 12** (extrêmement inflammable), **R 45** (peut causer le cancer), **R 46** (peut causer des altérations génétiques héréditaires).

Effets cancérogènes

A la suite d'une évaluation récente, le 1,3 butadiène est considéré comme cancérogène pour l'homme par l'Union européenne (**catégorie 1**).

L'US-EPA le classe comme **B2** et l'IARC le **classe 2A** : cancérogène probable pour l'homme.

L'ACGIH classe le 1,3 butadiène dans le **groupe A2** : cancérigène humain suspecté ; l'évaluation du N.T.P. le classe comme **K** : substance reconnue comme cancérigène.

Effets mutagènes

Le 1,3-butadiène est classé mutagène de **catégorie 2** par l'UE, d'après la directive 67/548/CEE.

Effets sur la reproduction

L'UE ne considère pas le 1,3-butadiène comme présentant ou pouvant présenter des effets reprotoxiques.

Autres effets toxiques

Le 1,3-butadiène, en exposition répétée, induit, chez la souris, des lésions prolifératives dans le cœur, les poumons et l'estomac, ainsi qu'une atrophie testiculaire et ovarienne et un effet sur la moelle osseuse. Chez le rat, les effets observés sont minimes.

Au cours d'une enquête de suivi d'employés d'une entreprise de caoutchouc, un excès de diabète et de maladies ischémiques cardiaques a été constaté. Ces sujets avaient été exposés à de nombreux produits, dont le 1,3 butadiène. Dans une étude, aucune anomalie hématologique ni excès de pathologie n'a été détecté chez des employés exposés à une moyenne de 3,5 ppm de 1,3 butadiène.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Les tableaux ci-après présentent dans un premier temps les VTR correspondant aux effets cancérigènes et dans un second temps les VTR correspondant aux effets toxiques hors cancer.

Ces VTR sont issues d'une recherche, actualisée régulièrement auprès des principales bases de données disponibles (ATSDR, OMS, USEPA, OEHHA, RIVM, Santé Canada), seules les VTR pour la voie inhalation sont présentées compte tenu la forme gazeuse du 1,3 butadiène. Elles sont présentes pour la plupart dans la fiche toxicologique de l'INERIS (version 2.2, septembre 2011).

1,3 Butadiène (106-99-0) - effets toxiques sans seuil					
Effet	Voie d'exposition	cible	espèce	valeur	source
Cancérigène	Inhalation	Système sanguin (leucémies)	homme	ERU _i = 3.10⁻⁵ (µg/m³)⁻¹	US EPA (2002)
				ERU _i = 6.10 ⁻⁶ (µg/m ³) ⁻¹	Santé Canada (1998)
		Système respiratoire	souris	ERU _i = 1,7.10 ⁻⁴ (µg/m ³) ⁻¹	OEHHA (2002)

1,3 Butadiène (106-99-0) - effets toxiques à seuil						
Exposition	Voie d'exposition	cible	espèce	Facteur de sécurité	valeur	source
chronique	Inhalation	Système reproducteur	souris	1000	RfC = 2 µg.m⁻³	US EPA (2002)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

Compte tenu de la forme gazeuse du 1,3 butadiène, seule les VTR pour la voie inhalation sont recensées.

L'US-EPA définit un ERU_i pour la voie respiratoire de 3.10⁻⁵(µg/m³)⁻¹ élaboré à partir d'études épidémiologiques. C'est la valeur que nous retiendrons pour la suite de l'étude en raison des effets observés (leucémies) et du fait qu'il s'agisse de données sur l'homme. Par ailleurs, les données de l'OEHHA ne semblent pas avoir été réactualisées depuis le reclassement de la substance.

Pour ce qui concerne la quantification de la relation entre l'exposition et la réponse ainsi que les estimations du pouvoir cancérigène d'après les données épidémiologiques, l'incapacité de n'importe lequel des modèles de prévoir avec régularité les taux de leucémie dans l'étude de validation ajoute à l'incertitude. En outre, le petit nombre de cas de leucémie modélisés contribue à l'instabilité des modèles. Cependant, l'étroitesse de la gamme des estimations du pouvoir cancérigène dans les différents modèles accroît la confiance dans les pouvoirs cancérigènes calculés.

A partir de nombreuses études sur les effets du 1,3 butadiène sur l'homme, l'US-EPA propose une valeur limite (RfC) de $2 \mu\text{g.m}^{-3}$ avec un degré de confiance élevé. Cette valeur est donnée pour un effet critique qui est l'atrophie ovarienne. **La valeur de l'US-EPA de $2 \mu\text{g.m}^{-3}$ est retenue pour cette évaluation.**

Hydrocarbures (approche du TPHCWG et MADEP)

A) Propriétés intrinsèques

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

Les hydrocarbures sont des liquides visqueux souvent odorants qui peuvent migrer dans les différents compartiments du système écologique. Le seuil olfactif dépend également de la composition des hydrocarbures, pour les solvants (de type white spirit à partir de C8), il est de l'ordre du ppm (INRS, fiche toxicologique FT94), soit entre 4 et 8 mg/m³. Pour l'hexane, l'heptane, etc (hydrocarbures aliphatiques inférieurs à C8), le seuil olfactif est plus élevé : de l'ordre de 150 ppm (INRS) soit l'ordre de 600 mg/m³.

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

- soit par substance (par exemple le méthane, les BTEX, etc.) mais les composés présents dans la famille de produits que constitue les hydrocarbures (avec des nombre de carbones allant de 6 à plus de 40) ne peuvent tous être analysés, les identifications de danger ne sont pas toutes étudiées ;
- soit en appliquant la méthode du TPHCWG¹ qui considère que les produits de nature chimique proche (aliphatiques ou aromatiques) ayant les mêmes températures d'ébullition se comporteront de manière similaire. Cette méthode permet de traiter conjointement des ensembles de composés et non chaque produit pris séparément.

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

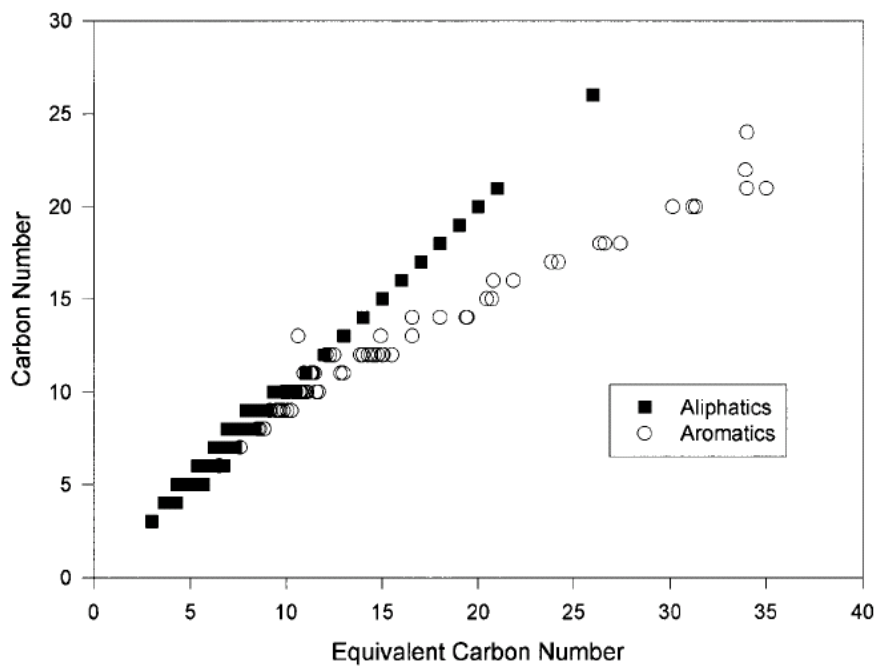
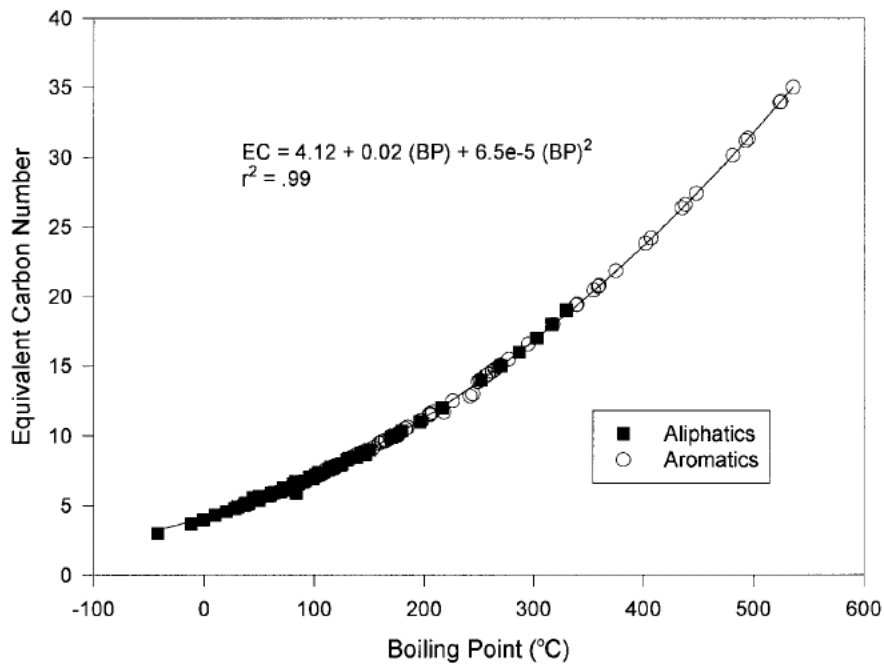
Caractéristiques des classes d'hydrocarbures du TPHCWG

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

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

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

¹ Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group



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

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

Voies d'exposition et absorption

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

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

B) Valeurs guides

Il n'existe pas de valeur guide pour les eaux de boisson en France ou en Europe (décret n°2007-49 et arrêté du 11 janvier 2007 et guidelines for drinking-water quality first addendum to third edition 2006). Dans le précédent décret français (décret 89-3), la concentration admissible dans les eaux de boisson en France était de 10 µg/l.

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

C) Profil toxicologique

Classement

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

Les phrases de risque¹ qui les représentent sont tout type d'hydrocarbures confondu : **R10/11** (inflammable), **R65** (nocif), **S23**, **S24**, **S62**

Effets cancérogènes, Effets Mutagènes ; Effets sur la reproduction ;

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

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

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

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

¹ La définition de ces phrases de risques est donnée dans le chapitre général méthodologique (chapitre 1)

Autres effets toxiques

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

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

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

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

Valeurs toxicologiques du TPHCWG

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

TPHCWG	RfD équivalente (1997)	Substance de la classe ayant cette VTR	RfC équivalente (1997)	Substance de la classe ayant cette VTR	Effets
Aliphatic nC>5-nC6	5 mg/kg/j (SF = 1000)	<i>Hexane commercial (dérivé de RfC)</i>	18.4 mg/m3 (SF : 100)	<i>Hexane commercial</i>	neurotoxique
Aliphatic nC>6-nC8					
Aliphatic nC>8-nC10	0.1 mg/kg/j (SF = 1000)	<i>C10-C13</i>	1 mg/m3 (SF = 1000)	<i>White spirit desaromatisé C7-C11, isoparaffines C10-C11 et Fuel JP-8</i>	Hépatotoxique et neurotoxique
Aliphatic nC>10-nC12					
Aliphatic nC>12-nC16					
Aliphatic nC>16-nC35	2 mg/kg/j (SF =100)	<i>huiles</i>	Non volatil	Non volatil	Tumeurs hépatiques
Aliphatic >nC35	20 mg/kg/j (SF =100)	<i>huiles</i>	Non volatil	Non volatil	Tumeurs hépatiques
Aromatic nC>5-nC7	<i>Classe correspondant au benzène a prendre en tant que tel</i>				
Aromatic nC>7-nC8	0.2 mg/kg/j (SF = 1000)	<i>styrène</i>	0.4 mg/m3 (SF = 300)	<i>Toluène</i>	Hépa et néphrotoxiques
Aromatic nC>8-nC10	0.04 mg/kg/j (SF = 10000)	<i>Isopropylbenzene, naphthalène, fluoranthene, fluorene</i>	0.2 mg/m3 (SF = 1000)	<i>C9-aromatiques</i>	Diminution du poids
Aromatic nC>10-nC12					
Aromatic nC>12-nC16					
Aromatic nC>16-nC21	0.03 mg/kg/j (SF = 3000)	<i>pyrene</i>	Non volatil	Non volatil	néphrotoxiques
Aromatic nC>21-nC35					

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

Valeurs toxicologiques du MADEP

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

Le MADEP établit une distinction entre les fractions volatiles (VPH) and extractibles (EPH). Cette distinction n'est pas reprise ici.

Par ailleurs, on note que, à la différence du TPHCWG, le MADEP considère des fractions par nombre de carbone dans les molécules « C » et non les nombres de carbones équivalents « nC » du TPHCWG.

MADEP	RfD équivalente (2003)	Substance de la classe ayant cette VTR	RfC équivalente (2003)	Substance de la classe ayant cette VTR	Effets
Aliphatic C5-C6	0.04 mg/kg/j (SF=10000)	<i>n-hexane</i>	0.2 mg/m3 (SF= 300)	<i>n-hexane</i>	neurotoxicité
Aliphatic C6-C8					
Aliphatic C8-C10	0.1 mg/kg/j (SF = 1000)	<i>Isoparaffines, alcanes, naphènes</i>	0.2 mg/m3 (SF = 3000)	<i>White spirit desaromatisé C7-C11, isoparaffines C10-C11</i>	Cellules sanguines, liver, kidney (ing°) neurotoxique (inh°)
Aliphatic C10-C12					
Aliphatic C12- C18					
Aliphatic C19-C36	2 mg/kg/j (SF=100)	<i>huiles</i>	Non défini	-	Tumeurs hépatiques
Aliphatic >C36	20 mg/kg/j présenté mais non considéré (SF=100)	<i>huiles</i>	Non défini	-	Tumeurs hépatiques
Aromatic C5-C8	Faire référence aux BTEX				
Aromatic C9-C10	0.03 mg/kg/j (SF = 3000)	<i>Pyrène (C16) ** en considérant que la valeur retenue est protectrice /rapport aux RfD des autres composés de C9 à C16</i>	0.05 mg/m3 (SF=3000)	<i>Naphta aromatiques</i>	Kidney effects (ing°) CNS effect, diminution du poids, rein, développement (inh°)
Aromatic C11-C12					
Aromatic C12-C16			Non défini	-	-
Aromatic C16- C22					
Aromatic >C22	Non défini				

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

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

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

Les aliphatiques C5-C8

Le n-hexane est le plus nocif des hydrocarbures saturés en C₆. Les propriétés toxicologiques de l'hexane commercial peuvent ainsi varier de manière significative en fonction de sa teneur en n-hexane. Les données expérimentales publiées se réfèrent en général au n-hexane pur (pureté supérieure à 95 %) ou à des mélanges dont la teneur en n-hexane est connue. En revanche, les observations chez l'homme font souvent suite à des expositions à des mélanges commerciaux de composition mal définie.

L'hexane que l'on trouve habituellement dans l'industrie correspond à un mélange d'hydrocarbures en C₆. Le constituant principal est le plus souvent le n-hexane de formule CH₃-(CH₂)₄-CH₃. Sa teneur se situe alors entre 40 et 50 %, mais il existe des mélanges commerciaux à teneur en n-hexane inférieur à 5 %.

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

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

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

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

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

En 2005, l'US-EPA dans la base de données IRIS donne pour le n-hexane une RfC de 0,7 mg/m³, cette valeur repose sur les observations d'anciennes et de plus récentes études et sur le fait que le principal effet est la neurotoxicité de cette substance. Le facteur de sécurité de 300 appliqué au LOAEL tient compte de la variabilité intra-espèce, de l'utilisation d'un LOAEL et du manque de données pour les effets par voie inhalation. La valeur présentée de 18,4 mg/m³ pour l'hexane commercial retenue que nous avons retenu par le passé est remplacé par cette nouvelle RfC.

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

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

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

Acétate de n-butyle

A) Propriétés intrinsèques de la substance

L'acétate de n-butyle est utilisé comme solvants, agent d'extraction, agent de déshydratation mais également comme intermédiaire de synthèse organique et dans la parfumerie.

L'acétate de n-butyl est un liquide incolore, limpide, d'odeur fruitée, détectable dès 0,04 ppm dans l'air.

Sa masse molaire est de 116,2 g/mol. Sa densité est de 0,88 kg/l et sa pression de vapeur est de 1,16 kPa à 20°C. A 25°C, son facteur de conversion est le suivant : 1 ppm = 4,75 mg/m³.

Principales voies d'exposition et absorption

L'acétate de n-butyle est absorbé par le tractus gastro-intestinal, les poumons, les yeux et la peau. Il est hydrolysé dans l'intestin grêle, le foie et le plasma sanguin en acide acétique et n-butanol. Un métabolite, l'acide 4-hydroxy-3-méthoxy- α -mandélique a été identifié dans l'urine des mammifères.

B) Valeurs guides

Non renseigné.

C) Profil toxicologique

Classement

Les phrases de risque qui le représentent sont : **R10** (inflammable), **R66** (l'exposition répétée peut provoquer dessèchement ou gerçures de la peau), **R67** (l'inhalation de vapeurs peut provoquer somnolence et vertiges).

Effets cancérogènes

La substance n'est pas classée pour son pouvoir cancérogène par l'union européenne ni par l'IARC et l'USEPA.

Effets Mutagènes

La substance n'est pas classée mutagène par l'union européenne.

Effets sur la reproduction

La substance n'est pas classée reprotoxique par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

Le principal effet de l'acétate de n-butyle observé à la suite d'une exposition par inhalation est une réduction des niveaux d'activité pour une concentration d'exposition de 7200 mg/m³ et plus, avec une concentration sans effet nocif observé (CSENO) de 2400 mg/m³. Cependant, une étude de neurotoxicité sur 13 semaines, dans laquelle des rats ont été exposés à des atmosphères contenant jusqu'à 14 000 mg/m³ d'acétate de n-butyle, n'a mis en évidence aucun effet neurotoxique lors de la réalisation d'une batterie de tests fonctionnels et d'observation, de tests d'activité motrice et de programmes de renforcement comportemental (tests SCOB), ou encore lors de l'examen au microscope de tissus nerveux.

Les études chez l'homme indiquent que l'exposition par inhalation à l'acétate de n-butyle peut produire une action légèrement irritante sur les yeux, le nez et la gorge. La sensibilité à l'odeur se manifeste pour des concentrations inférieures de plusieurs ordres de grandeur à celles déclenchant des effets irritants pour le nez et la gorge.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Il n'y a pas de données concernant la quantification du risque pour les effets sans seuil dans les bases de données consultées.

Une seule VTR a été identifiée pour les effets à seuil de l'acétate de n-butyle par inhalation. Elle est présentée dans le tableau ci-dessous.

Acétate de n-butyle (123-86-4) - effets toxiques à seuil -				
Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Diminution de la croissance, de l'activité motrice et faible nécrose de l'épithélium olfactif	Rat	Rfc = 400 µg/m³	OMS (2005)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La VTR retenue pour **les risques chroniques à seuil** par **inhalation** est la valeur de **400 µg/m³** établie par l'OMS (2005), seule valeur disponible.

2-butoxyéthanol

A) Propriétés intrinsèques de la substance

Le 2-butoxyéthanol est utilisé :

- comme solvant dans l'industrie des peintures, vernis, laques et encres d'imprimerie, dans l'industrie pharmaceutique, dans l'industrie électronique,
- dans la formulation d'agents de nettoyage ménagers et industriels, de certaines colles et de produits phytopharmaceutiques,
- comme intermédiaire de synthèse organique, notamment pour la fabrication de l'acétate de 2-butoxyéthyle.

Le 2-butoxyéthanol est un liquide incolore, d'une odeur légèrement étherée, perceptible dès 0,1 ppm.

Sa masse molaire est de 118,17 g/mol. Sa densité est de 0,9 kg/l et sa pression de vapeur est de 0,1 kPa à 20°C. A 20°C, son facteur de conversion est le suivant : 1 ppm = 4,91 mg/m³.

Principales voies d'exposition et absorption

Le 2-butoxyéthanol est absorbé par voie digestive, cutanée ou pulmonaire.

Chez l'homme, à la suite d'une exposition de vapeurs, 11 à 39 % du 2-butoxyéthanol absorbé seraient dus à la pénétration percutanée.

Par inhalation, on estime que le pourcentage d'absorption n'est que de 55 à 60 % de la dose administrée quelle que soit l'espèce considérée.

Après absorption, la substance est distribuée par voie sanguine à tous les tissus. Chez l'animal, les organes dans lesquels on retrouve la majorité du 2-butoxyéthanol ou ses métabolites sont le foie, les reins, le thymus et le pré-estomac chez les rongeurs.

La voie métabolique principale aboutit à la formation d'acide 2-butoxyacétique. Les taux d'excrétion urinaire sont fonction de la voie d'administration. Une partie de la dose absorbée est métabolisée en CO₂ et excrétée dans l'air expiré (10-20%). De faibles quantités de 2-butoxyéthanol inchangé sont excrétées dans les urines (2%).

A noter que l'acétate de 2-butoxyéthyle (acétate de butylglycol) est très rapidement hydrolysé en 2-butoxyéthanol et acide acétique sous forme d'acétate.

B) Valeurs guides

Non renseigné.

C) Profil toxicologique

Classement

Le symbole classant le 2-butoxyéthanol est **Xn** (nocif).

Les phrases de risque qui le représentent sont : **R20/21/22** (nocif par inhalation, par contact cutané, par ingestion) et **R36/38** (irritant pour les yeux et la peau).

Effets cancérigènes

L'agent (le mélange, les circonstances d'exposition) ne peut pas être classé quant à sa cancérogénicité pour l'homme (**groupe 3**) pour l'IARC.

La substance n'est pas classée l'USEPA ni pas l'union européenne.

Effets Mutagènes

La substance n'est pas classée mutagène par l'union européenne.

Effets sur la reproduction

La substance n'est pas classée reprotoxique par l'Union Européenne.

Autres effets toxiques

L'exposition répétée au 2-butoxyéthanol, entraîne, chez le rongeur, une baisse du poids corporel, des effets hématologiques et des modifications du foie et des reins.

Chez l'homme, le 2-butoxyéthanol ne s'est pas révélé sensibilisant après une série d'applications cutanées chez 201 volontaires.

Aucune étude épidémiologique ne permet de juger des effets chroniques du 2-butoxyéthanol chez l'homme. Deux cas de leucémies aiguës ont toutefois été observés chez des femmes exposées à la substance dans des postes d'impression sérigraphique. De plus, certaines études épidémiologiques mettent en évidence que certaines malformations congénitales peuvent être plus élevées chez des enfants de femmes exposées à des éthers de glycol. Le 2-butoxyéthanol n'a toutefois pas été incriminé en particulier.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

Il n'y a pas de données concernant la quantification du risque pour les effets sans seuil dans les bases de données consultées.

Les VTR identifiées pour les effets à seuil du 2-butoxyéthanol par inhalation sont présentées dans le tableau suivant.

2-butoxyéthanol (111-76-2) - effets toxiques à seuil -				
Voie d'exposition	Type d'effet considéré	Observations portant sur	Valeur	Source
Inhalation	Dépôts d'hémosidérines dans le foie	Rat, souris	RfC = 1 600 µg/m³	USEPA (2010)
	Effets hématologiques	Homme	RfC = 980 µg/m ³ (0,2 ppm)	ATSDR (1998)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La VTR pour **les risques chroniques à seuil** par **inhalation** établie par l'USEPA étant plus récente que celle proposée par l'ATSDR, elle a été retenue dans le cadre de cette étude.

Diisocyanate de diphenyl méthane (CAS N°101-68-8)

A) Propriétés intrinsèques de la substance

Propriétés physico-chimiques et origine

Le 4,4'-diisocyanate de diphenyl méthane ou MDI ($C_{15}H_{10}N_2O_2$) pur se présente sous la forme de cristaux blancs ou jaunes. Il existe des produits de couleur brune qui contiennent des quantités relativement importantes d'isomères de MDI.

Le MDI est une matière première utilisée dans la fabrication de nombreux produits polyuréthanes : mousses, élastomères, matières plastiques, enduits et mastics, peintures,...

Sa masse molaire est de 250,25 g/mol, sa pression de vapeur = $5 \cdot 10^{-6}$ mm Hg. (1 ppm = 10.24 mg/m^3).

Voies d'exposition et absorption

Le MDI est moins volatil que le TDI, mais peut néanmoins pénétrer dans les voies respiratoires sous forme de vapeurs quand il est chauffé, ou sous forme d'aérosol quand il est pulvérisé.

B) Valeurs guides

La réglementation française (décret n°2007-49 et arrêté du 11 janvier 2007) et la directive de la CE (03/11/98) ne donnent pas de valeur guide pour le MDI.

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

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

C) Profil toxicologique

Classement

Le symbole classant le MDI est **Xn** (nocif).

L'arrêté du 27 Juin 2000 (JO du 27 Juillet 2000) modifiant l'arrêté du 29 Avril 1994 (JO du 8 Mai 1994) proposant la classification nous donne les phrases de risque suivantes : **R20** (nocif par inhalation), **R36/37/38** (irritant pour les yeux, les voies respiratoires et la peau), **R42/43** (peut entraîner une sensibilisation par inhalation, par contact cutané).

Effets cancérogènes

L'agent (le mélange, les circonstances d'exposition) ne peut pas être classé quant à sa cancérogénicité pour l'homme (**groupe 3**) pour le CIRC. L'US-EPA le classe dans le **groupe D**.

Effets Mutagènes

Le MDI n'est pas considéré comme mutagène par l'Union Européenne.

Effets sur la reproduction

Aucune donnée concernant les effets sur la reproduction n'a été trouvée dans les sources documentaires consultées.

Autres effets toxiques

Ce produit est un irritant léger des yeux et léger à modéré de la peau. L'exposition aux brouillards ou aux vapeurs du produit chauffé cause l'irritation des yeux et des voies respiratoires supérieures.

Le cas d'un travailleur présentant vraisemblablement un syndrome d'irritation bronchique suite à l'exposition à une forte concentration (déversement accidentel) a été rapporté. On a noté un mal de gorge, de la toux, des maux de tête et une oppression de la poitrine.

L'information disponible concernant d'autres composés de la famille des diisocyanates nous indique qu'il y a possibilité d'œdème pulmonaire suite à l'exposition à de fortes concentrations. Les symptômes de l'œdème pulmonaire (principalement toux et difficultés respiratoires) se manifestent souvent après un délai pouvant aller jusqu'à 48 heures. Les symptômes de la sensibilisation respiratoire se développent après une période de latence qui est très variable. Un cas publié récemment mentionne la possibilité qu'un travailleur ait développée de l'asthme suite à une seule exposition (accidentelle) à une forte concentration du produit. En effet, suite à cette exposition accidentelle, le travailleur a présenté des réactions asthmatiques à chaque fois qu'il a été exposé à de faibles concentrations de diisocyanate-4,4' de diphénylméthane. Le diagnostic d'asthme a été confirmé par un test de provocation bronchique spécifique.

Si l'exposition aux isocyanates se poursuit après le diagnostic d'asthme, les symptômes vont persister ou, le plus souvent, empirer. À partir du moment où un travailleur développe de l'asthme, l'exposition à des concentrations d'isocyanates très faibles (souvent inférieures aux normes) peut déclencher une réaction asthmatique.

Certaines personnes exposées aux isocyanates peuvent présenter une pneumonite d'hypersensibilité. Les symptômes observés lors de la phase aiguë ressemblent à ceux de la grippe et se développent de façon graduelle 4 à 8 heures après l'exposition. Les symptômes prédominants sont la dyspnée et la toux; ils résultent d'une inflammation d'origine immunologique, non infectieuse, du parenchyme pulmonaire. Des expositions répétées conduisent à la forme chronique dont les symptômes sont la dyspnée à l'effort, la toux avec expectorations, la fatigue et une perte de poids.

Les cas de sensibilisation cutanée rapportés sont peu nombreux.

D) Relation Dose-réponse et valeurs toxicologiques de référence

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

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

Diisocyanate de diphényl méthane – effets toxiques à seuil					
Voie d'exposition	Organe critique	Observations portant sur	Facteur de sécurité	Valeur	Source
inhalation	Syst. respiratoire	rat	100	RfC = 0,6 µg/m³	US-EPA (1998)
		rat	30	RfC = 0,7 µg/m³	OEHA (2000)

E) Valeurs toxicologiques de référence retenues pour les effets chroniques

La valeur retenue pour les **effets toxiques par inhalation** est de **0,6 µg/m³** avec un degré de confiance élevé au vu de la fiabilité de l'étude pivot.

- Annexe 8 -

Hypothèses et détails des calculs des doses d'exposition

Cette annexe contient 6 pages

Estimation du risque et intervalles de gestion pour l'IEM

Estimation du risque

Cas des substances à effet de seuil

Pour les effets toxiques à effet de seuil, et pour des faibles expositions, le quotient de danger (QD) est calculé de la façon suivante :

$$QD = \frac{DJE}{VTR(ingestion)}$$

Avec :

VTR : valeur toxicologique de référence avec seuil d'effet (mg/kg/j)

DJE : dose moyenne journalière d'exposition théorique (mg/kg/j)

Ce QD est calculé pour chaque substance et chacune des expositions considérées (ingestion de sols et de poussières, ingestion de végétaux et d'œufs).

On notera qu'aucune sommation n'est réalisée (même en cas de d'effets synergiques ou pour les substances ayant le même mécanisme d'action toxique et le même organe cible). Cette spécificité est associée à l'interprétation des QD individuels de l'IEM comme le montre le tableau suivant.

Cas des substances sans effet de seuil

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

$$ERI = DJE \times VTR$$

Avec :

VTR : valeur toxicologique de référence sans seuil d'effet (mg/kg/j)⁻¹

DJE : dose moyenne journalière d'exposition théorique (mg/kg/j)

Cet ERI qui représente la probabilité de développer un cancer est calculé pour chaque substance et chacune des expositions considérées (ingestion de sols et de poussières, ingestion de végétaux et inhalation de vapeurs ou poussières).

On notera qu'aucune sommation n'est réalisée, ce qui est spécifique à l'approche de l'IEM et ne représente de ce fait pas la réalité globale du risque encouru pour les personnes exposées simultanément aux différentes substances et voies d'expositions.

Cette spécificité est associée à l'interprétation des ERI individuels de l'IEM comme le montre le tableau suivant.

Intervalles de gestion dans le cadre de l'IEM

Les intervalles de gestion donnés par le MEDD dans son document méthodologique¹ sont repris ci-dessous. Ils ont été définis pour la démarche IEM, « pour interpréter les résultats de l'évaluation quantitative des risques sanitaires menée dans le seul cadre de cette démarche. Ces intervalles ne sont pas adaptés au plan de gestion ».

Cette interprétation permet de distinguer :

¹ La démarche d'interprétation de l'état des milieux, MEDD. V0 du 08/02/07. 42 pages

- les milieux qui permettent la jouissance des usages constatés sans une sur-exposition excessive des populations ;
- les milieux sur lesquels des mesures de gestion simples peuvent permettre de rendre les usages compatibles avec l'état des milieux ;
- les milieux qui nécessitent la mise en œuvre d'un plan de gestion ; la zone concernée devient alors un « site » au sens du plan de gestion.

Intervalle de gestion des risques		L'interprétation des résultats	Les actions à engager	
Substances à effet de seuil (QD)	Substances sans effet de seuil (ERI)		Sur les milieux	Sur les usages
QD < 0,2	ERI < 10 ⁻⁶	L'état des milieux est compatible avec les usages constatés	S'assurer que la source de pollution est maîtrisée	La mémorisation des usages peut être nécessaire pour s'assurer de la pérennité des usages actuels qui sont compatibles avec l'état des milieux
0,2 < QD < 5	10 ⁻⁶ < ERI < 10 ⁻⁴	Zone d'incertitude nécessitant une réflexion plus approfondie de la situation avant de s'engager dans un plan de gestion	Le retour d'expérience La mise en œuvre de mesures de gestion simples et de bon sens La réalisation d'une évaluation quantitative des risques réfléchie peut permettre de gérer la situation sans mener des actions lourdes	La mémorisation des usages peut être nécessaire pour s'assurer de la pérennité des usages actuels qui sont compatibles avec l'état des milieux
QD > 5	ERI > 10 ⁻⁴	L'état des milieux n'est pas compatible avec les usages	La définition et la mise en œuvre d'un plan de gestion pour rétablir la compatibilité entre l'état des milieux et les usages	

Dans une approche majorante, seuls les calculs relatifs à l'enfant sont réalisés.

Ingestion de sols et poussières

Le calcul de la dose a été réalisé avec l'équation générique suivante (guide EDR MEDD/BRGM/INERIS, 2000) :

$$DJE_{i,s} = \frac{C_{i,s} * Q_{sol} * T * F}{P * T_m}$$

avec :
 DJE_{i,s} : dose journalière du composé i liée à l'ingestion de sols (en mg/kg/j)
 C_{i,s} : concentration du composé i dans les sols (mg/kg)
 Q_{sol} : taux d'ingestion de sols (kg/j)
 T : durée d'exposition (années)
 F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an),
 P : poids corporel de la cible (kg)
 T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (T_m = T pour les effets à seuil et T_m = 70 ans pour les effets sans seuil)

Le choix de la valeur des paramètres d'exposition est explicité dans le présent rapport. Les quantités de sols et de poussières ingérées considérées sont argumentées ci-après.

Pour le taux d'ingestion de sols d'un enfant en extérieur, nous nous baserons sur les travaux de synthèse de l'INVS sur les variables humaines d'exposition (2012), basés pour ce paramètre sur l'étude de Stanek et al. (2001), qui donne un percentile 95 de **91 mg/jour**.

Pour les adultes, aucune donnée n'étant disponible dans le document de l'INVS, nous retiendrons la valeur couramment utilisée dans des études françaises et d'autres pays de **50 mg/jour**. Ces données sont par ailleurs dans la fourchette des valeurs décrites dans la littérature : entre 0,6 et 480 mg/j chez l'adulte et entre 2 et 250 mg/j chez l'enfant (cité par KISSEL et al., 1998). La valeur de 480 mg/jour correspond à la réalisation de travaux de jardinage (Hawley 1985), non considérés de manière particulière dans la présente étude.

Les valeurs retenues pour l'ingestion de sols et de poussières en extérieur sont donc de 91 mg/j pour un enfant en bas âge et 50 mg/j pour un adulte. Ces valeurs sont représentatives d'une journée d'activité en extérieur sans prise en compte d'un temps de présence sur la journée.

Ainsi, à ces taux d'ingestion de sols seront associées les fréquences d'exposition F1 (j/an) et non à des facteurs F2 (h/j) pour les adultes et enfants dans leurs jardins.

Pour les enfants d'âge inférieur ou égal à 6 ans, nous retiendrons la moyenne des valeurs issues de ce même document pour cette tranche d'âge, soit **15 kg**.

A la différence des volumes respiratoires, le poids des cibles intervient dans les calculs des doses d'exposition et donc des risques sanitaires.

La durée moyenne annuelle de jour d'exposition considérée pour les usages constatés est de 330 jours/an considérant que les personnes (adultes et enfants) habitent à cet endroit et ne s'absentent que pendant 5 semaines de congés payés (soit 35 jours/an). Dans une approche conservatoire, nous avons considéré 365 j d'exposition/an.

Consommation de végétaux produits localement

La dose journalière d'exposition par ingestion de végétaux (DJE_i) contenant un polluant *i* s'exprime par l'équation générique suivante:

$$DJE_{\text{végétaux},i} = \frac{C_{\text{vgt},i} \times Q_{\text{vgt}} \times f_{\text{vgt}} \times f_{a,\text{ing}} \times T \times F}{P \times T_m}$$

avec :

- $C_{\text{vgt},i}$: concentration moyenne du contaminant *i* dans les produits du jardin, en mg/kg de poids frais
- Q_{vgt} : consommation journalière de végétaux, en kg/j
- f_{vgt} : fraction de végétaux consommés produits sur le site
- $f_{a,\text{ing}}$: fraction de polluants ingérés qui sont absorbés
- F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an),
- P : poids corporel de la cible (kg)
- T : durée d'exposition (années)
- T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée ($T_m = T$ pour les effets à seuil et $T_m = 70$ ans pour les effets sans seuil)

Les paramètres suivants ont été considérés :

Poids de l'individu (P)

Identique à celui retenu dans le § concernant l'ingestion de sols et poussières.

Nombre théorique de jour d'exposition annuel

Identique à celui retenu dans le § concernant l'ingestion de sols et poussières.

Durée d'exposition théorique (T)

Identique à celle retenue dans le § concernant l'ingestion de sols et poussières.

Le taux de consommation de légumes provenant du potager sur une année est variable. Nous avons considéré un mélange de végétaux défini par la base de données CIBLEX pour des enfants vivant en Nord Pas de Calais. Les résultats sont repris dans le tableau suivant.

Quantité de légumes de type feuilles ingérées	Quantité de légumes fruits ingérés	Quantité de légumes de type racines ingérées	Pourcentage d'autoproduction de légumes de type feuilles ingérées	Pourcentage d'autoproduction de fruits ingérés	Pourcentage d'autoproduction de légumes de type racines ingérées
<i>g/jour</i>	<i>g/jour</i>	<i>g/jour</i>	<i>%</i>	<i>%</i>	<i>%</i>
17,87	102,18	20,2	20,86	8,44	26,37

La fraction de polluant réellement ingéré a été pris égal à 100%.

Consommation de produits d'animaux élevés localement

Dans le cadre d'une exposition aux polluants organiques persistants lipophiles (en particulier Dioxines et PCB-DL), les quantités de polluant administrées par la consommation d'œufs, de lait, de viande bovine ou de volaille, exprimées en dose journalière d'exposition, sont définies par l'équation générique suivante :

$$DJE_{ij} = \frac{C_i * Q_j * T * F}{P * T_m}$$

avec :

DJE_{ij} : dose journalière d'exposition liée à une exposition au milieu i par la voie d'exposition j (en mg/kg/j)

C_i : concentration d'exposition relative au milieu i (en mg/kg)

Q_j : taux d'ingestion par la voie j (l/j)

T : durée d'exposition (années)

F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an (jours/an)

P : poids corporel de la cible (kg)

T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée ((T_m = T pour les effets à seuil et T_m = 70 ans pour les effets sans seuil)

Les paramètres suivants ont été considérés.

Poids de l'individu (P)

Identique à celui retenu dans le § concernant l'ingestion de sols et poussières.

Nombre théorique de jour d'exposition annuel (Ef)

Identique à celui retenu dans le § concernant l'ingestion de sols et poussières.

Durée d'exposition théorique (T)

Identique à celle retenue dans le § concernant l'ingestion de sols et poussières.

Autoconsommation d'œuf, de lait, de viande bovine, de viande de volailles :

Nous considérons les valeurs issues de la base de données CIBLEX.

	Paramètres	œuf	Lait
ENFANT	pourcentage d'autoconsommation	10,54%	1,47 %
	Pourcentage de MG	10 %	1,2 %
	consommation (g/jour)	15,66	262,47
	Quantité ingérée (kg/j)	0,00165	0,00386

Ingestion d'eau

L'équation relative à la dose d'exposition est identique à celle précédemment utilisée.

La quantité d'eau ingérée utilisée pour ce calcul est extraite du document de synthèse de l'INVS sur les variables humaines d'exposition (2012¹), qui se base sur les résultats de l'enquête individuelle et nationale sur les consommations alimentaires menée en 1999 (Inca-1).

Le percentile 95 de consommation hebdomadaire d'eau du robinet (non chauffée et chauffée) est de 6,4 L pour les enfants de 4 à 14 ans, et de 9,4 L toutes tranches d'âge confondues. Nous retiendrons ces valeurs pour les enfants des écoles maternelles (3-6 ans), élémentaires (6-11 ans) et collège (11-14 ans) et les adultes respectivement, soit une **consommation journalière de 0,9 L/jour pour les enfants et 1,35 L/jour pour les adultes**.

¹ Demeureaux C, Zeghnoun A. Synthèse des travaux du département santé environnement de l'institut de veille sanitaire sur les variables humaines d'exposition. Saint Maurice : Institut de veille sanitaire ; 2012. 28p.

- Annexe 9 - Glossaire

Cette annexe contient 3 pages

A

ACGIH: American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Cincinnati, USA
 ADI : Acceptable Daily Intake – USEPA
 AFSSA : Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments
 ATSDR Toxicological Profiles : US Agency for Toxic Substances and Disease Registry

C

CI : concentration inhalée
 CIRC : centre international de recherche contre le cancer
 CITEPA : centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique
 CMA : concentrations maximales autorisées
 COV : Composés organiques volatiles
 COVNM : Composés organiques non méthaniques
 CSHSP : conseil supérieur d'Hygiène et de santé publique

D

DJE : dose journalière d'exposition en mg/kg/j
 DJT : dose journalière tolérable exprimée en mg/kg/j

E

EPA : Environmental Protection Agency
 ERC : Excès de Risque Collectif
 ERI : Excès de Risque Individuel, probabilité d'apparition d'un excès de cancer pour un individu exposé à une dose ou une concentration de substance, durant sa vie entière
 ERU : Excès de Risque Unitaire
 ERUi : Excès de Risque Unitaire par Inhalation, correspond à la probabilité d'excès de risque cancer pour une exposition vie entière à une concentration standard de 1 µg/m³ dans l'air ambiant
 ERUo : excès de risque unitaire par ingestion, ou probabilité d'excès de risque pour l'absorption par ingestion d'une dose exprimée en mg/kg/jour ou en µg/kg/jour, durant vie entière, soit 70 ans

G

VG : valeur guide

I

INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, France

InVS : Institut de Veille Sanitaire, France

IR : indice de risque

IRIS US-EPA : Integrated Risk Information System ; US Environmental Protecting Agency

J

JECFA : Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, comité mixte d'experts OMS et ONU relatif aux additifs alimentaires et par extension aux apports de substances par cette voie

L

LOAEC : Lowest Observed Adverse Effect Critic

LOAEL : Lowest Observed Adverse Effect Level, plus petit effet toxique observé, correspond en français à DMENO, dose minimale pour laquelle un effet nocif est observé

LOEL : lowest observed effect level

M

MRL : Minimal Risk Level, terminologie de l'ATSDR, comprenant les MRL or. relatifs à l'exposition par voie orale et les MRL inh. Relatifs à l'exposition par voie respiratoire, avec 3 durées d'exposition possibles : acute (ac) : 1-14 jours, intermediate (int) : 15-364 jours et chronic (ch) : 365 jours et plus

N

NOAEL : No Observed Adverse Effect Level, niveau de concentration d'un polluant ou dose expérimentale n'ayant pas entraîné d'effet nocif ou adverse, correspond en français à DSENO

NOEC : No Observed Effects Concentration

NOEL : No Observed Effect Level

O

OMS : Organisation Mondiale pour la Santé

Q

QD : quotient de danger

R

RfC : Reference Concentration, terminologie de US-EPA, estimation de l'exposition continue par inhalation qui ne présente pas de risque appréciable d'effets néfastes durant une vie entière ; elle est exprimée en masse de substance par m3 inhalé

RfD : Reference Dose, terminologie de US-EPA, dose exprimée en mg/kg/jour et correspondant à une absence d'effets nocifs, sur toute la durée de vie, y compris pour les populations sensibles et qui est relative à l'exposition par ingestion

S

Sfo : Oral Slope Factor

T

TDI : Tolerable Daily Intake –RIVM

TERA : Société sans but lucratif, pour le meilleur usage des données toxicologiques, USA

TLV-TWA : Threshold Limit Value-Time Weighted Average, concentration sans effet sur la santé pour une exposition répétée 8 heures par jour, 40 heures par semaine

TRD : Total Resorbierte Dosis – UBA Umweltbundesamt

U

UE : Union Européenne

US EPA : United States Environmental Protection Agency, agence nationale de protection de l'environnement,

V

VLEP : Valeur Limite d'exposition professionnelle

VTR : Valeur Toxicologique de Référence, valeur exprimée en dose journalière ou en concentration dans l'air ambiant qui matérialise une relation dose-effet dans le cas d'une exposition par l'environnement ; les VTR sont établies par diverses instances nationales ou internationales

- Annexe 10 - Éléments de bibliographie générale

Cette annexe contient 2 pages

- ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie). . Contamination des sols. Transferts des sols vers les plantes. Ed EDP Sciences. Juillet 2005, 414p.
- AFSSET. Valeurs guides de qualité d'air intérieur : documents cadre et éléments méthodologiques. Juillet 2007, 59p.
- Baize D. Teneurs totales en « métaux lourds » dans les sols français : résultats généraux du programme ASPITET. Le courrier de l'environnement de l'INRA n°39, février 2000.
- BRGM. Bases de données relatives à la qualité des sols : contenu et utilisation dans le cadre de la gestion des sols pollués. 2007, 28 p.
- BRGM. Dioxines/ furannes dans les sols français : second état des lieux, analyses 1998-2007. Mars 2008, 104p.
- BRGM / INRA. Fond géochimique naturel - État des connaissances à l'échelle nationale. Juin 2000, 95 p.
- CERTU / SETRA. Fourchettes de concentration de polluants dans l'air en fonction des typologies de sites : rural / urbain / périurbain / trafic / industriel. Décembre 2006, 86 p.
- CITEPA (centre interprofessionnelle technique d'études de la pollution atmosphérique). Inventaire des émissions par les grandes installations de combustion en France en application des directives européennes 88/609/CE et 2001/80/ce. Réf. CITEPA 551gic / Convention MEDD 04 000074. Décembre 2004, 62p.
- Commission Européenne. Directive 2000/39/CE de la Commission du 8 juin 2000 relative à l'établissement d'une première liste de valeurs limites d'exposition professionnelle de caractère indicatif en application de la directive 98/24/CE du Conseil concernant la protection de la santé et de la sécurité des travailleurs contre les risques liés à des agents chimiques sur le lieu de travail. 8 juin 2000.
- Direction Générale de la Santé. Circulaire DGS n°2001/185 du 11 avril 2001 relative à l'analyse des effets sur la santé dans les études d'impacts. Paris: Ministère de l'Emploi et de la Solidarité. DGS, 2001. p. 4.
- Direction Générale de la Santé. CIRCULAIRE N° DGS/SD7B/2006/234 du 30 mai 2006 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact. Mai 2006.
- European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health Consumer Protection, Physical and Chemical Exposure Unit, Ispra, Italy (JRC/IHCP/PCE). The INDEX project : Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU – Summary on recommendations and management options. December 2004, 338 p.
- IRSN-ADEME. CIBLEX : Banque de données de paramètres descriptifs de la population française au voisinage d'un site pollué. Juin 2003.*
- Hanna S.R., Egan B.A., Purdum J. and Wagler J., 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.*
- INERIS. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) Evaluation de la relation dose réponse pour des effets cancérogènes : Approche substance par substance : FET) et approche par mélange. Rapport final, 18 décembre 2003.*
- INERIS. Guide méthodologique : évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement – substances chimiques. 2003, 152 p.
- INRS (Institut National de recherche et de sécurité). Valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France, 2006, 23p.

- INSEE (Institut National des Statistiques Economiques). Recensement de la population 1999. Site consulté en août 2007 (<http://www.recensement.insee.fr/RP99/>). 1999.
- InVS/Afsset. Estimation de l'impact sanitaire d'une pollution environnementale et évaluation quantitative des risques sanitaires. Ed. InVS/Afsset 2007 ; 162p.
- InVS. Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact. St Maurice, Février 2000.**
- InVS (Institut de Veille Sanitaire). Valeurs Toxicologiques de Référence : méthodes d'élaboration. St Maurice, 2002, 84 p.
- Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD), DREAL, Ministère de la Santé, INERIS, IRSN, UFIP. Guide méthodologique pour l'évaluation de l'impact sanitaire des rejets des raffineries de pétrole. Février 2006, 134p.
- MEDD. Directive 2004/107/CE du parlement européen et du conseil du 15 décembre 2004 concernant l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant. JO du 26 01 2005.
- MEDD. Circulaire interministérielle DGS/SD 7 B no 2005-273 du 25 février 2005 relative à la prise en compte des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact des infrastructures routières. NOR : SANP0530236C. 25 février 2005.
- Nex F. Contribution à la validation de logiciels de transfert de masse et de calcul de risques sanitaires dans le cadre d'une évaluation détaillée des risques. Mémoire de l'Ecole Nationale Supérieure de Géologie. BURGEAP. Septembre 2001, 129 p.
- OMS. Air Quality Guidelines. Global update 2005. Report on a working group meeting. Bonn, Germany. 18-20 october 2005, 30 p.
- OMS. Guidelines for Air Quality for Europe. Second edition ed. Copenhagen, Danemark: WHO, Regional office for Europe; 2000.
- OQAI (Observatoire de la Qualité de l'air). Campagne nationale Logements Etat de la qualité de l'air dans les logements français. Novembre 2006. 165p.
- Quénel P., Zmirou D., Le Tertre A., Balducci F., Le Moullec Y., Ritter P., Barumandzadeh T., Dab, W. Impact sur la santé de la pollution atmosphérique en milieu urbain : synthèse des résultats de l'étude APHEA (Air Pollution and Health : an European Approach). BEH n°2/98. 1998.*
- US EPA. Child-specific exposure factors handbook. September 2002, 448 p.