

SPPPI

Lavéra (13)

Evaluation des risques sanitaires liés aux rejets de la Zone Industrielle de Lavéra-La Mède

Rapport final

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 1

SPPPI

Evaluation des risques sanitaires dans la Zone Industrielle de
Lavéra-La Mède

Rapport

Ce rapport a été rédigé avec la collaboration de Nathalie FLEURIER

Objet de l'indice	Date	Indice	Rédaction		Vérification		Validation	
			Nom	Signature	Nom	Signature	Nom	Signature
Rapport provisoire	15/05/2010	1	Noémie GUILPAIN		Christelle LE DEVEHAT		Carole LEYRIS	
Rapport	21/10/2010	2	Noémie GUILPAIN		Christelle LE DEVEHAT		Carole LEYRIS	
Rapport suite à la réunion du COPIL	02/02/2011	3	Noémie GUILPAIN		Christelle LE DEVEHAT		Carole LEYRIS	
Rapport final	01/07/2011	4	Noémie GUILPAIN		Christelle LE DEVEHAT		Carole LEYRIS	

Numéro de rapport :	RAv02706-4
Numéro d'affaire :	A22574
N° de contrat :	CAvA081644
Domaine technique :	PA14
Mots clé du thésaurus	Inventaire des émissions – Industrie – Voie navigable - Etude Quantitative des Risques Sanitaires - Modélisation de la dispersion - Emission atmosphérique – Métrologie – Toxicité chronique

BURGEAP

Agro parc – Parc de l'aérodrome - BP 51260

84 911 AVIGNON CEDEX 9

Téléphone : 04.90.88.31.92

Télécopie : 04.90.88.31.63

[e-mail : agence.de.avignon@burgeap.fr](mailto:agence.de.avignon@burgeap.fr)

RAv02706-4/A22574/CAvA081644

NGU – CLD - CLy

01/07/11

Page : 2

SOMMAIRE

Résumé non technique	13
1 Introduction	17
1.1 Contexte et objectif	17
1.2 Méthodologie générale	18
2 Présentation de la ZI de Lavéra – La Mède	20
2.1 Description de l'environnement géographique	21
2.2 Description du climat	21
2.3 Description de l'environnement industriel	21
2.4 Description des industriels retenus pour cette étude	22
2.5 Description des autres activités retenues pour cette étude	24
2.5.1 Le trafic routier	24
2.5.2 Le trafic maritime	25
2.6 Bilan des sources d'émissions de la zone industrielle de Lavéra-La Mède prises en compte pour l'étude	26
3 Phase 1 : Inventaire des émissions	27
3.1 Emissions atmosphériques	27
3.1.1 Emissions atmosphériques des industriels	27
3.1.1.1 Méthodologie	27
3.1.1.2 Résultats de la collecte des données pour les émissions atmosphériques des industriels	28
3.1.2 Emissions atmosphériques du trafic routier	32
3.1.3 Emissions atmosphériques du trafic maritime	33
3.1.4 Bilan des émissions atmosphériques sur la zone	34
3.2 Emissions aqueuses	35
4 Phase 2 : Caractérisation de la zone d'étude et schéma conceptuel de l'exposition	36
4.1 Modélisation de la dispersion atmosphérique	36
4.1.1 Modèle de dispersion ADMS 4.1	36
4.1.2 Phénomènes physiques pris en compte par le modèle	36
4.1.3 Description de la topographie et nature des sols	37
4.1.4 Données d'émission	39
4.2 Délimitation de la zone d'étude	40
4.3 Validation du modèle de dispersion	42
4.3.1 Validation des données météorologiques	42
4.3.1.1 Les différentes stations météorologiques	42
4.3.1.2 Comparaison des concentrations moyennes annuelles simulées avec les différentes stations météorologiques aux mesures AIRFOBEP	44
4.3.2 Validation de la chaîne de modélisation	49
4.3.3 Correction de la modélisation pour le SO ₂	52
4.4 Caractérisation de la population présente sur le domaine d'étude	55
4.4.1 Population générale	55
4.4.2 Localisation d'établissements spécifiques	57
4.5 Schéma conceptuel de l'exposition	59
4.5.1 Enjeux	62
4.5.2 Temps d'exposition	62
4.5.3 Voies d'exposition	62
4.5.4 Scénario d'exposition	63
5 Phase 3 : Caractérisation des dangers	65
5.1 Identification des dangers	65

5.2	Relations dose-effet/dose-réponse	67
5.2.1	Organismes consultés pour la recherche de VTR	69
5.2.2	Critères de choix des VTR	70
5.3	Autres valeurs de comparaison utilisées	70
5.3.1	Valeurs réglementaires	71
5.3.2	Valeurs guides	71
5.3.3	Les valeurs limites du code du travail	72
5.4	Choix des traceurs de risque	73
5.4.1	Méthodologie	73
5.4.2	Traceurs de risque retenus pour les industriels	76
5.4.2.1	Voie inhalation pour les effets à seuil	76
5.4.2.2	Voie ingestion pour les effets à seuil	77
5.4.2.3	Voie inhalation pour les effets cancérigènes à seuil et sans seuil	78
5.4.2.4	Voie ingestion pour les effets cancérigènes à seuil et sans seuil	79
5.4.2.5	Traceurs de risque spécifique à une activité pour les industriels	79
5.4.3	Traceurs de risque spécifiques pour le trafic maritime et routier	80
5.4.4	Bilan des traceurs de risque retenus pour l'étude	80
5.5	Synthèse des VTR chroniques retenues pour l'inhalation	81
5.6	Synthèse des VTR chronique retenues pour l'ingestion	84
5.7	Synthèse des autres valeurs repères retenues pour l'inhalation – Valeurs Guides (VG)	85
6	Phase 4 : Caractérisation des risques sanitaires	86
6.1	Estimation des niveaux d'exposition à partir de la modélisation atmosphérique	86
6.1.1	Localisation des "récepteurs"	86
6.1.2	Résultats de la modélisation atmosphérique	88
6.1.3	Comparaison des concentrations environnementales modélisées aux valeurs ubiquitaires	90
6.1.4	Comparaison des concentrations environnementales modélisées avec les valeurs repères	92
6.1.5	Comparaison des concentrations environnementales modélisées aux mesures du réseau de qualité de l'air : AIRFOBEP	96
6.1.6	Estimation des concentrations d'exposition	98
6.1.7	Estimation des doses d'exposition par ingestion de sols et poussières, végétaux et produits animaux autoproduits à partir des dépôts surfaciques modélisés	101
6.2	Estimation des niveaux d'exposition à partir des mesures environnementales (ingestion de sols et végétaux)	106
6.2.1	Localisation des points de prélèvements	107
6.2.2	Méthodologie de prélèvement et d'analyses des échantillons	108
6.2.3	Résultats et interprétation des analyses	109
6.2.3.1	Valeurs de référence	109
6.2.3.2	Concentrations mesurées dans les sols	114
6.2.3.3	Concentrations mesurées dans les végétaux	116
6.2.3.4	Résultats disponibles sur d'autres campagnes de mesure	117
6.2.4	Estimation des doses d'exposition par ingestion de sol et poussière et de végétaux autoproduits à partir des concentrations mesurées	118
6.2.5	Quantification des expositions globales pour l'ingestion	120
6.3	Caractérisation des risques sanitaires	122
6.3.1	Méthodologie du calcul des risques	122
6.3.2	Caractérisation des risques chroniques pour les effets toxiques à seuil	124
6.3.2.1	Exposition par inhalation	124
6.3.2.2	Exposition par ingestion	128
6.3.3	Caractérisation du risque chronique pour les effets sans seuil	133
6.3.3.1	Exposition par inhalation	133
6.3.3.2	Exposition par ingestion	136
6.3.3.3	Caractérisation du risque sans seuil global	138

7	Incertitudes, sensibilité et discussion	139
7.1	Estimation du terme source	139
7.1.1	Incertitudes génériques	139
7.1.2	Incertitudes sur les polluants qui tirent le risque	141
7.1.3	Cas particuliers	147
7.1.4	Terme source non pris en compte	148
7.2	Le choix des traceurs de pollution	152
7.3	Le choix des traceurs de risque	153
7.3.1	Substances cancérigènes non retenues	153
7.3.2	Ensemble des substances non retenues	155
7.4	Les valeurs toxicologiques de référence	155
7.5	L'utilisation de modèles mathématiques de dispersion atmosphérique	159
7.6	Les mesures de concentrations dans les sols	160
7.7	Paramètres d'exposition et de modélisation des transferts	161
7.8	La pollution de fond	163
8	Conclusion générale	165
	ANNEXES	169

TABLEAUX

Tableau 1 : Liste des industriels	22
Tableau 2 : Bilan des émissions industrielles de la ZI de Lavéra-La Mède	29
Tableau 3 : Détail des émissions de COV : spécifiques et « traceurs de pollution »	30
Tableau 4 : Détail des émissions de « Autres composés »	31
Tableau 5 : Emissions atmosphériques du trafic routier pour 2007 et 2012	32
Tableau 6 : Emissions atmosphériques du trafic maritime	33
Tableau 7 : Bilan des émissions globales de la ZI de Lavéra-La Mède	34
Tableau 8 : Détail des émissions aqueuses	35
Tableau 9 : Phénomènes pris en compte dans la modélisation	37
Tableau 10 : Liste des stations AIRFOBEP de la zone	46
Tableau 11 : Concentrations moyennes annuelles mesurées en SO ₂ aux stations AIRFOBEP (µg/m ³)	46
Tableau 12 : Effectif total de la population et superficie totale	55
Tableau 13 : Répartition en pourcentage de la population totale par tranche d'âge	55
Tableau 14 : Répartition en pourcentage de la population totale par sexe	56
Tableau 15 : Répartition en pourcentage des populations des résidences principales et secondaires	56
Tableau 16 : Nombre d'établissements pouvant recevoir des populations sensibles	57
Tableau 17 : Liste des ERP retenus pour la suite de l'étude	58
Tableau 18 : Détail des émissions aqueuses	60
Tableau 19 : Scénarios d'exposition retenus	64
Tableau 20 : Substances non retenues d'après l'étude de dangers	73
Tableau 21 : Calculs des ratios flux/VR en 2007 et 2012	76
Tableau 22 : Calculs des ratios flux/VTR en 2007 et 2012	77
Tableau 23 : Calculs des ratios « flux*ERUi » en 2007 et 2012	78
Tableau 24 : Calculs des ratios « flux*ERUo » en 2007 et 2012	79
Tableau 25 : Liste des traceurs de risques	80
Tableau 26 : VTR retenues pour l'inhalation	81
Tableau 27 : VTR retenues pour l'ingestion	84
Tableau 28 : Autres valeurs retenues pour l'inhalation	85
Tableau 29 : Liste des points récepteurs	87
Tableau 30 : Comparaison des concentrations maximales 2007 (au récepteur le plus impacté) et des données bibliographiques	90
Tableau 31 : Ratio entre concentrations environnementales et valeur guide pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation	92
Tableau 32 - Niveaux atteints en NOx, PM10 et Benzène (µg/m ³)	96

Tableau 33 : Concentrations moyennes d'exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets toxiques à seuil au récepteur le plus impacté	99
Tableau 34 : Concentrations moyennes d'exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets toxiques sans seuil au récepteur le plus impacté	100
Tableau 35 : Doses moyennes d'exposition en $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$ pour les effets toxiques à seuil au récepteur le plus impacté	103
Tableau 36 : Doses moyennes d'exposition en $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$ pour les effets toxiques sans seuil au récepteur le plus impacté	105
Tableau 37 : part de chaque média dans la dose globale – scénario moyen enfant (2007)	106
Tableau 38 : Caractéristiques des points de prélèvement	109
Tableau 39 : Wedepohl, 1972 : bruit de fond en métaux dans les roches sédimentaires	110
Tableau 40 : Programme ADEME/INRA : bruit de fond en métaux dans les sols agricoles français	110
Tableau 41 : Programme INRA – ASPITET : bruit de fond en métaux dans les sols agricoles français	111
Tableau 42 : Bruit de fond pour les HAP (ATSDR)	111
Tableau 43 : Bruit de fond pour les Dioxines / Furannes (BRGM)	112
Tableau 44 : Concentrations usuelles et valeurs réglementaires pour les métaux dans les végétaux	113
Tableau 45 : Concentrations en métaux dans les végétaux d'après la base de données BAPPET	114
Tableau 46 : Résultats des analyses sols	115
Tableau 47 : Résultats des analyses de végétaux	116
Tableau 48 : Résultats détaillés des analyses de végétaux	117
Tableau 49 : Comparaison des mesures à d'autres campagnes de mesure	117
Tableau 50 : Doses moyennes d'exposition « sol » en $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$ pour les effets à seuil	118
Tableau 51 : Doses moyennes d'exposition « sols » en $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$ pour les effets toxiques sans seuil	119
Tableau 52 : Doses moyennes d'exposition « végétaux » en $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$ pour les effets toxiques à seuil	119
Tableau 53 : Doses moyennes d'exposition « végétaux » en $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$ pour les effets toxiques à seuil	120
Tableau 54 : Doses moyennes d'exposition en $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$ pour les effets toxiques à seuil	120
Tableau 55 : Doses moyennes d'exposition en $\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$ pour les effets toxiques sans seuil	121
Tableau 56 : Synthèse des effets toxiques à seuil – Inhalation	124
Tableau 57 : Quotients de danger pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation	125
Tableau 58 : Synthèse des effets toxiques non cancérogènes – Ingestion	128

Tableau 59 : Quotients de danger au récepteur le plus exposé – Exposition par ingestion – scénario moyen	129
Tableau 60 : Quotients de danger au récepteur le plus exposé – Exposition par ingestion - scénario majorant	131
Tableau 61 : Excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation	133
Tableau 62 : Excès de risque individuel et nombre de personnes concernées pour l'année 2007	135
Tableau 63 : Excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté – Exposition par ingestion	137
Tableau 64: Excès de risque de cancer global- scénario moyen	138
Tableau 65 : Participation du trafic maritime aux concentrations dans l'environnement sur certains récepteurs	140
Tableau 66 : Sources d'émissions de 1,2-dichloroéthane	141
Tableau 67 : Comparaison des concentrations environnementales modélisées et des concentrations mesurées à proximité du site ARKEMA	142
Tableau 68 : Sources d'émissions de benzène	142
Tableau 69 : Campagne de mesure benzène AIRFOBEP (2003)	143
Tableau 70 : Campagne de mesure benzène AIRFOBEP (2003 - 2007)	144
Tableau 71 : Sources d'émissions de 1,3-butadiène	144
Tableau 72 : Participation du site EDF aux concentrations dans l'environnement en 2007	147
Tableau 73 : Participation du site EDF aux concentrations dans l'environnement en 2012	147
Tableau 74 : Flux des substances non retenues	155
Tableau 75 : Discussion sur les VTR inhalation	156
Tableau 76: Discussion sur les VTR ingestion	158
Tableau 77: Temps passé à l'extérieur du lieu d'habitation en min/jour	162
Tableau 78 : Flux de COV _{nm} totaux émis par chaque industriel	171
Tableau 79 : Flux de COV spécifié ou traceur de pollution émis par chaque industriel	172
Tableau 80 : Nature des COV spécifiés	173
Tableau 81 : Flux de COV traceurs de pollution à identifier pour chaque industriel	175
Tableau 82 : Flux de NOx émis par chaque industriel	177
Tableau 83 : Flux de SO ₂ émis par chaque industriel	177
Tableau 84 : Flux de poussières émis par chaque industriel	178
Tableau 85 : Flux de dioxines et furanes émis par chaque industriel	178
Tableau 86 : Flux de HAP émis par chaque industriel	178
Tableau 87 : Flux de métaux lourds émis par chaque industriel	179
Tableau 88 : Caractéristiques moyennes des navires ayant circulé dans le port de Lavéra en 2007	182

Tableau 89 : Caractéristiques moyennes des remorqueurs ayant circulé dans le port de Lavéra en 2007	182
Tableau 90 : Facteurs d'émissions pris en compte pour la navigation	182
Tableau 91 : Temps de manœuvre et de déchargement des navires	183
Tableau 92 : Facteurs d'émissions pris en compte pour les manœuvres et à quai	183
Tableau 93 : Facteurs d'émissions pris en compte pour les remorqueurs en navigation	183
Tableau 94 : Répartition du parc roulant pour l'année 2007 (situation actuelle) pour chacune des catégories de véhicules envisagées (VP,VUL,PL)	187
Tableau 95 : Répartition du parc roulant pour l'année 2012 (situation future) pour chacune des catégories de véhicules envisagées (VP, VUL, PL)	187
Tableau 96 : Caractéristiques des tronçons routiers en 2007	189
Tableau 97 : Caractéristiques des tronçons routiers en 2012	189
Tableau 98 : Emissions du trafic routier en 2007 et 2012	189

FIGURES

Figure 1 : Localisation des industriels pris en compte	23
Figure 2 : Présentation des tronçons routiers pris en compte	25
Figure 3 : Présentation des tronçons maritime pris en compte	26
Figure 4 : Aperçu de la base de données remplie	27
Figure 5 : Relief sur la zone d'étude pris en compte dans le modèle	38
Figure 6 : Rugosité sur la zone d'étude prise en compte dans le modèle	38
Figure 7 : Simulation en SO ₂ ayant servi à dimensionner le domaine d'étude	41
Figure 8 : Grille de calcul sur le domaine d'étude (source : Numtech)	41
Figure 9 : Localisation des différentes stations de relevés météo et roses des vents associées (source : Numtech)	44
Figure 10 : Localisation des stations de mesures AIRFOBEP de la zone (source : Numtech)	45
Figure 11 : Comparaison des concentrations moyennes annuelles mesurées et simulées en SO ₂ en 2007 à partir des différentes stations de relevé météo disponibles (µg/m ³)	47
Figure 12 : Ecart relatif entre moyenne et mesure en SO ₂ en 2007 à partir des différentes météo disponibles (%)	48
Figure 13 : Rose des vents sur la période 2002–2006 à la station d'Istres	49
Figure 14 : Ecart relatif final entre les concentrations moyennes annuelles simulées et mesurées en SO ₂ (%)	50
Figure 15 : Cartographie de dispersion du SO ₂ - Année de référence 2007	50
Figure 16 : Contribution des trois zones industrielles aux concentrations simulées en SO ₂ aux capteurs (source : NUMTECH)	51
Figure 17 : Carte du biais spatialisé	52
Figure 18 : Cartographie de moyenne annuelle du SO ₂ sur 2007 avant et après correction par le biais spatialisé	53
Figure 19 : Localisation des riverains	57
Figure 20 : Localisation des ERP	58
Figure 21 : Schéma conceptuel de l'exposition	59
Figure 22 : Localisation des points récepteurs	88
Figure 23 : Concentration en NO ₂ obtenue par modélisation (2007/2012)	89
Figure 24 : Carte de concentration du benzène	91
Figure 25 : Carte de concentration du nickel	91
Figure 26 : Carte de comparaison entre concentration environnementale et valeur guide pour le NO ₂	93
Figure 27 : Carte de comparaison entre concentration environnementale et valeur guide (50 µg/m ³) pour le SO ₂	94
Figure 28 : Carte des fréquences de dépassement de la valeur de 20 µg/m ³ en moyenne journalière pour le SO ₂	95
Figure 29 : Carte des fréquences de dépassement de la valeur de 20 µg/m ³ en	

moyenne journalière pour le SO ₂ en comparaison aux mesures d'AIRFOBEP en 2007	98
Figure 30 : Schéma conceptuel de l'exposition	107
Figure 31 : Localisation des points de prélèvements	107
Figure 32 : QD système respiratoire 2007 – voie inhalation	126
Figure 33 : Excès de risque individuel sommé 2007 – voie inhalation	134
Figure 34 : Excès de risque individuel sommé 2012 – voie inhalation	136
Figure 35: Courbe de production de biogaz pendant et après exploitation	148
Figure 36 : Décroissance des concentrations modélisées le long du transect d'un axe routier	150
Figure 37 : Localisation des émissions du trafic maritime	181
Figure 38 : Présentation des tronçons routiers	185
Figure 39: Diagramme méthodologique de calcul des émissions d'origine automobile	186

ANNEXES

- Annexe 1 - Détail de la quantification des émissions atmosphériques
- Annexe 2 - Méthodologie de quantification des émissions de PM10 et PM2.5 de la carrière de GONTERO
- Annexe 3 - Fiches des industriels
- Annexe 4 - Légende de la base de données
- Annexe 5 - Base de données des rejets atmosphériques 2007
- Annexe 6 - Base de données des rejets atmosphériques 2012
- Annexe 7 - Quantification des émissions aqueuses
- Annexe 8 - BDD rejets aqueux
- Annexe 9 - Argumentaires santé
- Annexe 10 - Présentation du modèle ADMS 4.1
- Annexe 11 - Présentation du modèle Flowstar
- Annexe 12 - Méthodologie du biais
- Annexe 13 - Caractéristiques des émissions du trafic maritime et routier
- Annexe 14 - Concentrations et dépôts modélisés aux récepteurs 2007-2012
- Annexe 15 - Cartes de modélisation : concentrations et dépôts
- Annexe 16 - Concentrations et doses d'exposition aux récepteurs 2007-2012
- Annexe 17 - Paramètres d'exposition
- Annexe 18 - Ratios « concentration modélisée / valeur guide » aux récepteurs 2007-2012
- Annexe 19 - Cartes de ratios « concentration modélisée / valeur guide »
- Annexe 20 - Fiches de prélèvement
- Annexe 21 - Rapport d'analyses prélèvements sols et végétaux
- Annexe 22 - DJE prélèvements sols et végétaux
- Annexe 23 - Quotients de danger aux récepteurs 2007-2012
- Annexe 24 - Cartes de quotient de danger
- Annexe 25 - Excès de risque individuel aux récepteurs 2007-2012
- Annexe 26 - Cartes d'excès de risque individuel
- Annexe 27 - Cartes Fos+Lavéra
- Annexe 28 - Résultats de la campagne RINBIO
- Annexe 29 - Glossaire

Résumé non technique

Objectif de l'étude sanitaire

La Zone Industrielle de Lavéra-La Mède (ZI) dans les Bouches-du-Rhône (13) rassemble un grand nombre d'Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE). Les rejets atmosphériques de ces industriels sont nombreux et de natures différentes. A la demande de la DREAL PACA, une Evaluation des Risques Sanitaires globale liés aux activités de cette zone a été réalisée par BURGEAP en partenariat avec NUMTECH pour la modélisation de la dispersion des émissions. L'étude porte sur les risques chroniques pour les populations riveraines exposées aux émissions des installations industrielles de la ZI en fonctionnement normal, (sur la base des rejets de l'année 2007 et des estimations pour l'année 2012).

Cette démarche a pour objectif de déterminer la zone d'influence des rejets actuels de la ZI et les niveaux de risque sanitaire potentiels qu'ils pourraient induire. Au final, l'étude doit répondre à la question suivante "les émissions atmosphériques et aqueuses actuelles et futures de la Zone de Lavéra-La Mède peuvent-elles générer un risque sanitaire pour les populations riveraines au cours des 30 prochaines années ? Si oui lequel ?

Cette étude 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. Elle se différencie des études épidémiologiques, qui elles 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.

Méthodologie de l'étude de risque sanitaire

Cette étude s'est déroulée en plusieurs phases présentées au fur et à mesure au comité de pilotage (COPIL) constitué d'industriels, du GPMM, de représentants des CHSCT, de représentants des communes concernées par l'ERS, d'experts (AIRFOBEP, INERIS, Cire Sud), d'associations, et des représentants de l'état (DREAL PACA, ARS Paca – délégation des bouches du Rhône).

Le cadre méthodologique choisi pour mener cette étude est construit d'après les documents de référence actuellement en vigueur en France¹.

Première étape : Inventaire des rejets industriels, routiers et maritimes

La première étape a consisté à réaliser un bilan complet consolidé de l'ensemble des émissions atmosphériques et aqueuses de la zone de Lavéra-La Mède. Les émissions atmosphériques retenues correspondent aux sources industrielles fixes ainsi qu'à celles liées aux trafics maritimes et routiers. L'année de référence choisie est l'année 2007, les chiffres de 2007 étant les plus consolidés et les plus complets au démarrage de l'étude. L'année de projection choisie est 2012, année permettant principalement d'intégrer les futures activités industrielles et les objectifs de réduction des émissions imposés d'ici 2010. Le recensement des émissions a porté sur 19 sites industriels. Ces informations sont renseignées pour 115 substances. L'identification précise des Composés Organiques Volatils (COV) a été complétée par des recherches bibliographiques adaptées aux secteurs d'activité concernés.

Les polluants majoritairement émis sur la ZI de Lavéra-La Mède sont le SO₂, le NO₂, les COV (dont les aliphatiques C5-C8, le dichloroéthane, le monoéthylène glycol, le propylène...) et les particules.

Cette phase est primordiale puisqu'elle permet de connaître de façon précise quels sont les principaux polluants émis sur la ZI de Lavéra-La Mède. De plus, cet inventaire permet de constituer la base de données nécessaire à la modélisation de la dispersion des rejets atmosphériques.

¹ le guide méthodologique INERIS¹ de Juillet 2003 sur l'évaluation des risques sanitaires qui définit les principes généraux de l'évaluation des risques sanitaires ainsi que le " Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact – février 2000" de l'InVS¹.

Seconde étape : Définition des scénarios d'exposition

La seconde étape a permis de caractériser les habitudes comportementales de la population riveraine et de définir des scénarios d'exposition réalistes en ajustant au mieux les paramètres d'exposition retenus.

Les scénarios d'exposition retenus sont :

- une exposition par inhalation de l'air contaminé par les émissions de polluants atmosphériques,
- une exposition par ingestion de sol superficiel contaminé par les retombées atmosphériques des émissions des sites,
- une exposition par ingestion de végétaux contaminés par transfert de la pollution du sol,
- une exposition par ingestion de produits d'animaux élevés localement et contaminés par transfert de la pollution dans la chaîne alimentaire à savoir la viande de mouton, la viande de volaille et les œufs.

Troisième étape : Identification des effets toxiques et choix des traceurs

L'identification des effets toxiques des polluants retenus à la première étape nous a permis dans un premier temps d'écarter les substances répertoriées comme non toxiques dans les bases de données toxicologiques consultées et les substances pour lesquelles il n'y a pas de valeur toxicologique de référence (VTR) disponible. Dans un second temps, les substances qui présentent des quantités émises importantes et/ou une toxicité élevée ont été retenues comme « traceurs » de l'indice de risque sanitaire.

Les VTR utilisées dans le cadre de cette étude sont choisies selon une démarche raisonnée et fondée sur des critères toxicologiques, tout en tenant compte de la Circulaire DGS/SD. 7B n°2006-234 du 30 mai 2006¹.

Les polluants issus de cette sélection sont :

- pour les effets non cancérogènes : 14 substances dont le dioxyde de soufre pour l'inhalation et le vanadium pour l'ingestion
- pour les effets cancérogènes : 22 substances dont les particules diesel pour l'inhalation et l'arsenic pour l'ingestion

Au final, 36 polluants ont été retenus pour réaliser l'étude des risques sanitaires.

Quatrième étape : Estimation des expositions

L'estimation de l'exposition des populations a été réalisée par modélisation en intégrant les caractéristiques des surfaces (sols, mer ...) et des données météorologiques locales (données horaires sur 5 ans de la station Météo France d'Istres). Les concentrations pour l'ensemble des substances retenues comme "traceurs" et les dépôts pour les traceurs particuliers ont été calculés sur tout le domaine d'étude, après validation du modèle par comparaison des résultats des concentrations de SO₂ modélisées avec les concentrations mesurées par AIRFOBEP.

Pour tenir compte des contaminations induites par les transferts de pollution de l'air vers les autres milieux, un modèle de transfert multi-compartiments (air-sol-végétaux-produits animaux) a été utilisé. Ces estimations ont été complétées par des mesures de polluants à partir de prélèvements de sols et de végétaux.

La consommation individuelle de légumes et de produits animaux a été estimée à partir d'une base de données recensant les habitudes alimentaires locales.

¹ Circulaire 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

Les niveaux d'exposition ont été estimés suivant l'hypothèse d'un temps de résidence des riverains de 30 ans.

Les populations étudiées résident sur les quatre communes de Port-de-Bouc, Martigues, Sausset-les-Pins et Châteauneuf-les-Martigues (La Mède).

Le comportement des enfants vis-à-vis de ces différentes voies d'exposition, alimentaire et contamination manu portée notamment, étant différent de celui des adultes, trois catégories de personnes ont été étudiées :

- le petit enfant (entre 0 et 7 ans),
- l'enfant (entre 7 et 18 ans),
- l'adulte.

Cinquième étape : Caractérisation du risque sanitaire

La quantification du risque a été réalisée en comparant les niveaux d'exposition obtenus aux valeurs de référence à partir desquelles un effet sanitaire peut être observé.

Pour les effets à seuil, les niveaux de risques ont été évalués pour chaque substance, pour chaque voie d'exposition et pour chaque organe cible. Pour les effets cancérogènes à seuil, les niveaux de risques ont été évalués de la même façon.

Pour les effets cancérogènes, les niveaux de risques ont été évalués pour chaque substance cancérogène, pour chaque voie d'exposition et de façon globale (somme de toutes les substances cancérogènes et de toutes les voies d'exposition).

Conclusion de l'étude de risque sanitaire

L'évaluation des risques chroniques, en fonctionnement normal des installations, amène aux conclusions suivantes :

Pour les populations riveraines :

- l'indice de risque non cancérogène par inhalation pour le système respiratoire est jugé comme significatif. Les particules diesel sont le principal polluant responsable de ce risque. On note, pour le NO₂ et le SO₂, des concentrations proches des valeurs de référence. Pour le SO₂, aucun risque chronique n'est identifié mais le nombre de jour de dépassement de la valeur repère est significatif.
- L'indice de risque non cancérogène par ingestion est jugé comme non significatif pour tous les polluants à l'exception de l'arsenic pour lequel les concentrations ponctuellement mesurées dans les sols peuvent entraîner un risque sanitaire. Cependant, l'étude du bruit de fond géochimique indique que cette part de pollution n'est pas liée à l'activité présente de la ZI.
- l'indice de risque cancérogène par inhalation est jugé comme significatif pour 4 polluants que sont les particules diesel, le benzène, le 1,2-dichloroéthane et le 1,3-butadiène. Pour les particules diesel et le benzène l'estimation des niveaux de risque peut de plus être sous-estimée sur certaines parties du domaine d'étude, le risque est donc significatif au vu des résultats. Pour le 1,2-dichloroéthane et le 1,3-butadiène, compte tenu des niveaux de risque estimés, la mise en place d'une surveillance de ces polluants devrait être envisagée. L'indice de risque cancérogène par ingestion est jugé comme non significatif pour tous les polluants à l'exception de l'arsenic, pour lequel les concentrations ponctuellement mesurées dans les sols peuvent entraîner un risque sanitaire.

Globalement, les indices de risques calculés sur la base des estimations des rejets en 2012 sont similaires à ceux de l'année 2007.

Sur la zone de Port de Bouc, les niveaux de risque estimés lors de la précédente étude d'évaluation globale des risques sanitaires de la ZI de Fos-sur-Mer doivent en toute rigueur être pris en compte, ceci a pu être établi pour le NO₂, le SO₂, les particules PM_{2,5}, le benzène, le nickel. Cet ajustement accroît les niveaux de risque pour la ville de Port de Bouc, notamment pour le système respiratoire pour les effets à seuil puis pour les effets cancérogènes.

Cette évaluation des risques globale sur la ZI constitue une première étape dont les résultats permettront d'adapter au mieux les éventuels plan de prévention et de gestion qui seront mis en place afin de limiter au maximum les impacts sanitaires sur les populations riveraines.

1 Introduction

1.1 Contexte et objectif

La DREAL¹ PACA, en tant que Secrétariat Général du SPPPI² PACA, a mandaté BURGEAP pour la réalisation d'une évaluation des risques sanitaires liés aux activités de la Zone Industrielle (ZI) de Lavéra-La Mède dans les Bouches-du-Rhône (13).

Les objectifs fixés par les autorités locales visent :

- **à déterminer la zone d'influence des rejets de la ZI et les niveaux de risques sanitaires associés dans un fonctionnement normal des installations (hors contexte accidentel) ;**
- **à identifier les zones géographiques et les groupes de populations les plus exposés ;**
- **à dégager des priorités de gestion des risques si nécessaire sur cette zone ;**
- **à servir d'état initial dans les futures demandes d'autorisation d'exploitation.**

Il s'agit de mettre en place un premier niveau d'approche afin de donner des éléments tangibles et directement utilisables par les autorités locales en termes de gestion du risque.

Cette étude a comporté plusieurs phases présentées et validées au fur et à mesure au comité de pilotage (COPIL) constitué d'industriels, du Grand Port Maritime de Marseille, de représentants des CHSCT d'ARKEMA, INEOS et Naphtachimie, de représentants des communes concernées par le champ d'étude de cette ERS (Martigues, Châteauneuf-les-Martigues, Port de Bouc et Sausset les Pins), d'associations de protection de l'environnement (URVN³, ECOFORUM, Environnement Industrie), d'experts (l'association agréée de surveillance de qualité de l'air AIRFOBEP et l'INERIS⁴, CIRE⁵ Sud) et des représentants de l'état (DREAL PACA, ARS Paca- délégation des Bouches du Rhône⁶).

Le rapport d'étude suit la chronologie de présentation et est constitué de 4 parties principales :

- Phase 1 : Inventaire des sources émettrices et substances émises
 - Quantification des émissions des industriels concernés,
 - Quantification des émissions du trafic maritime,
 - Quantification des émissions du trafic routier,
- Phase 2 : Caractérisation de la zone, élaboration d'un schéma conceptuel et évaluation des expositions par modélisation et/ou métrologie,
- Phase 3 : Identification des dangers et relations dose-réponse des substances d'intérêt,
- Phase 4 : Caractérisation des risques sanitaires et discussion.

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'InVS⁷.

¹ DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

² SPPPI : Secrétariat Permanent pour la Prévention des Pollutions Industrielles

³ URVN : Union Régionale Vie et Nature

⁴ INERIS : Institut National de l'environnement industriel et des risques

⁵ CIRE : Cellules InterRégionales d'Epidémiologie

⁶ ARS Paca : Agence Régionale de Santé

⁷ InVS : Institut national de Veille Sanitaire

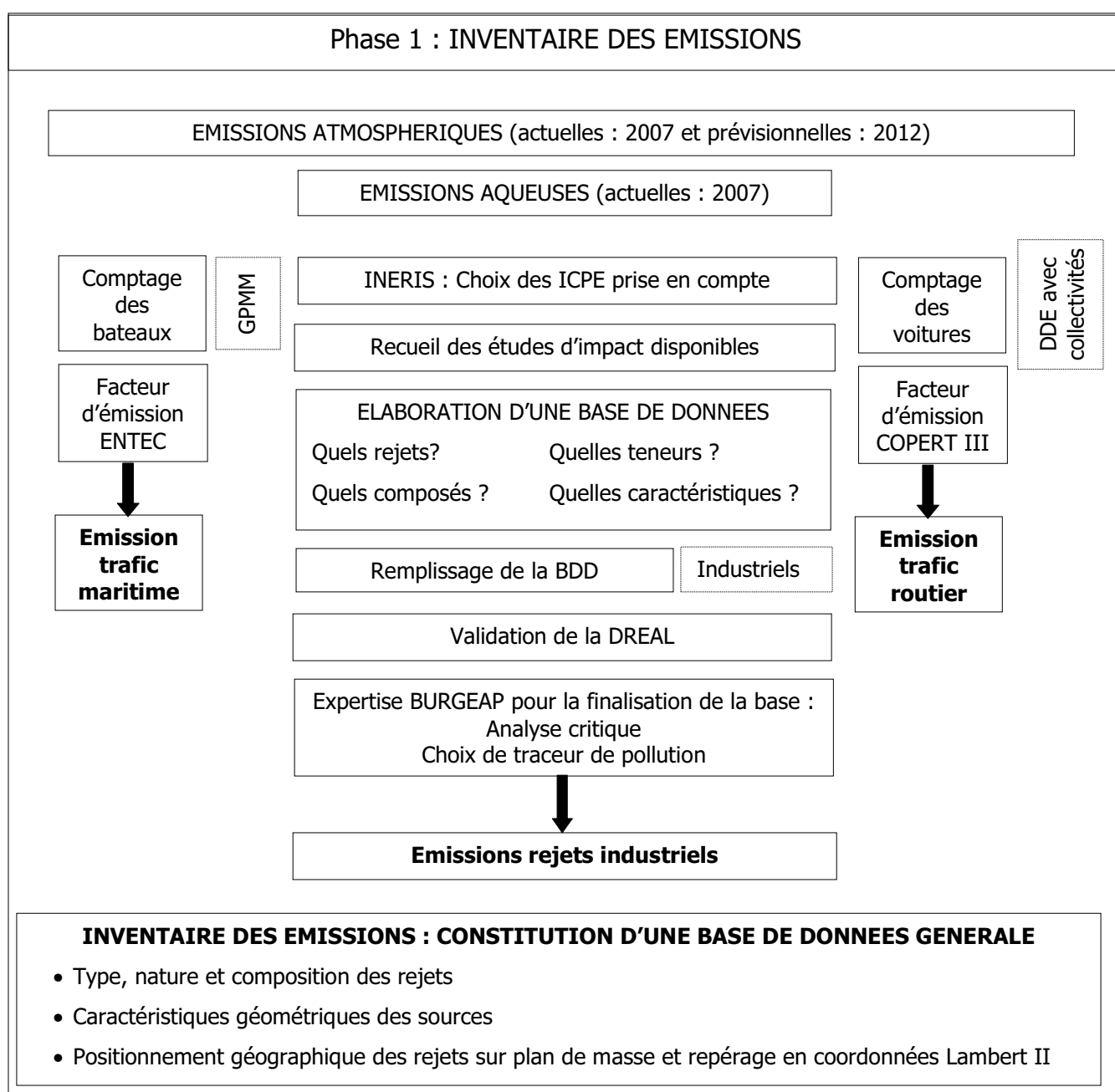
RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 17

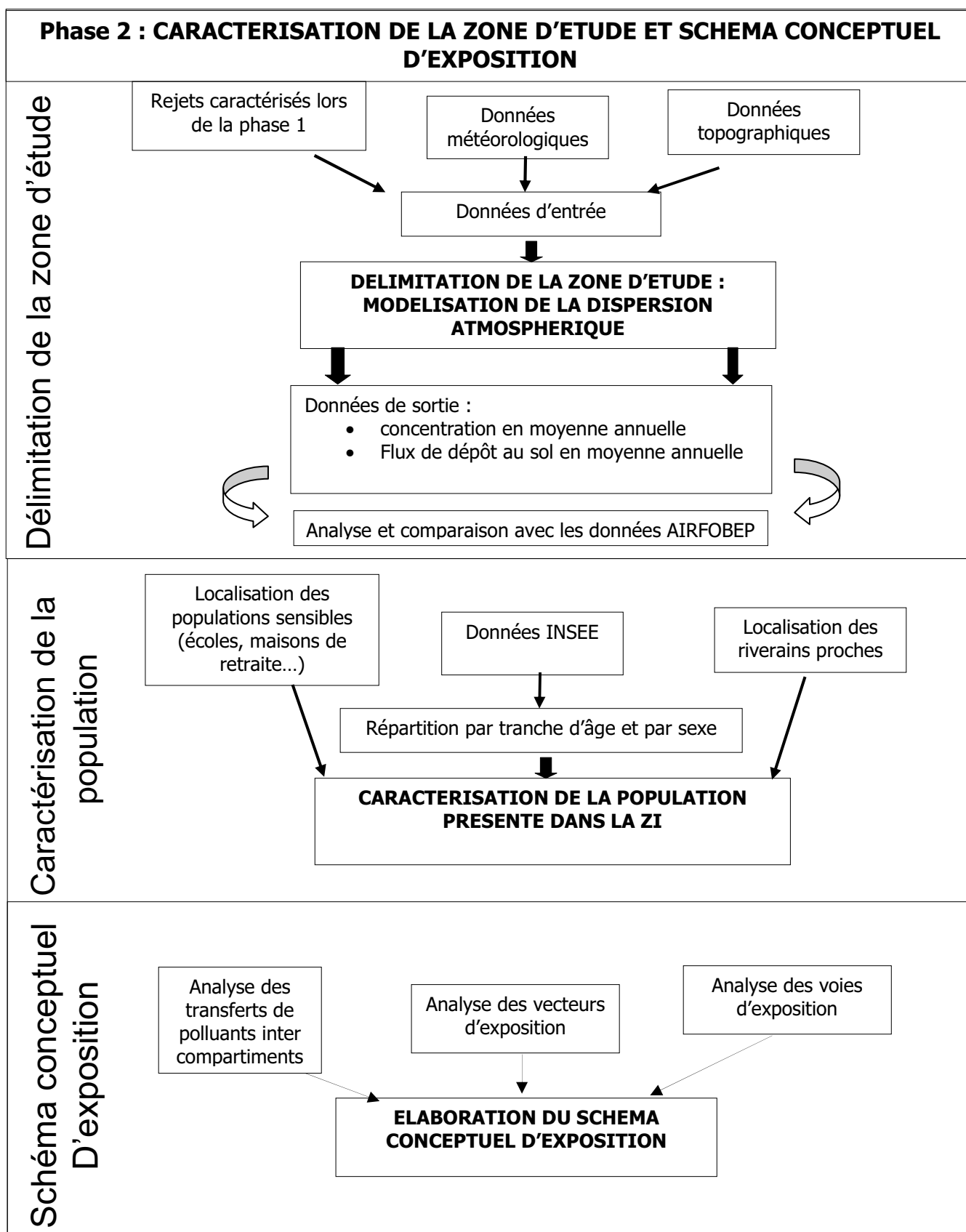
La méthodologie retenue prend également en compte les textes et outils méthodologiques développés par le Ministère chargé de l'Environnement relatifs à la prévention de la pollution des sols et à la gestion des sols pollués en France (notes et circulaires ministérielle de février 2007).

Ainsi, cette étude porte sur les risques chroniques, liés aux rejets atmosphériques et aqueux de la ZI, en fonctionnement normal des installations, selon deux configurations (2007 et 2012) pour une exposition des populations riveraines. Ces populations sont positionnées hors périmètre des sites industriels et dans le domaine d'étude appelé aussi zone d'influence du site.

1.2 Méthodologie générale

Le contenu de chaque phase de l'étude est détaillé ci-dessous.





Phase 3 : Identification des dangers et relation dose/réponse

Consultation des bases de données toxicologiques

- Recensement des effets sanitaires
- Recensement des VTR disponibles ou valeurs repères

Analyse critique des méthodes de construction des VTR
et choix argumenté des VTR

INVENTAIRE DES EMISSIONS ASSOCIEES A LEURS VTR

SELECTION DES POLLUANTS TRACEURS DE RISQUE

Méthodes : Flux / VTR
Flux * ERU

Voie inhalation

Voie ingestion

Liste argumentée des polluants pour lesquels l'évaluation quantifiée des risques aura lieu

Phase 4 : Caractérisation des risques sanitaires

MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE

Données de sortie : concentration
en moyenne annuelle

Données de sortie :
flux de dépôt au sol

CAMPAGNE DE MESURE Sol / Végétaux

Modélisation du transfert
inter compartiment
(logiciel multi média)

Choix des VTR
(phase 3)

Données
démographiques
(phase 2)

Concentrations dans les végétaux,
sols, œuf, mouton et volaille

Risque sanitaire par
inhalation

Choix des VTR
(phase 3)

Risque sanitaire par
ingestion

CARACTERISATION DES RISQUES SANITAIRES

Présentation de la ZI de Lavéra – La Mède

RAv02706-4/A22574/CAvA081644

NGU – CLD - CLy

01/07/11

Page : 20

BGP199/3

2.1 Description de l'environnement géographique

La zone industrielle Lavéra-La Mède est située dans les Bouches-du-Rhône (13) entre la mer Méditerranée et l'étang de Berre, à l'Est du golfe de Fos et à l'intersection de deux zones géographiques : la vallée du Rhône et ses plaines à l'ouest et les reliefs calcaires des Préalpes de Provence à l'Est.

Cette zone industrielle profite d'une implantation privilégiée avec de nombreux axes de communication à proximité (voie terrestre, ferroviaire, maritime, oléoducs...) qui facilitent les échanges et aident au développement de la zone.

La majeure partie des industriels se situent sur la commune de Martigues, au sud du chenal de Caronte, en bordure de la mer Méditerranée. L'autre partie des industriels est située au niveau du quartier de la Mède sur la commune de Châteauneuf-les-Martigues, en bordure de l'A55 située le long de l'étang de Berre, à environ 10 km à l'est de Martigues.

2.2 Description du climat

Le climat de la zone est typiquement méditerranéen : un été sec et chaud, un hiver doux et des pluies parfois torrentielles au printemps et à l'automne. De manière générale, la température moyenne varie autour de 5 à 10°C durant l'automne et l'hiver, et de 20 à 25 °C durant l'été.

La moyenne annuelle des précipitations est comprise entre 500 et 600 mm d'eau. La répartition de ces précipitations se fait sur une période relativement courte au printemps, et en automne.

Les vents dominants sont le mistral, venant des terres par le Nord et le Nord-Ouest et les vents marins du Sud et Sud-Est. Le mistral souffle en moyenne un jour sur trois, à une intensité moyenne de 23 km/h, avec des rafales atteignant parfois 100 km/h. Les vents de Sud et Sud-Est sont essentiellement présents en automne, avec une intensité moyenne de 10 km/h.

Pendant la période estivale, les écarts thermiques entre terre et mer, donnent naissance à un régime de **brises de mer diurnes** (Secteur Sud-Sud-Ouest, modérées), alternant avec des **brises de terre nocturnes** (secteur Nord-Est, faibles). La présence de l'Etang de Berre induit également des brises thermiques se superposant aux précédentes.

2.3 Description de l'environnement industriel

La zone industrielle de Lavéra-La Mède s'étendant sur 1 500 hectares est située à l'est de la zone industrialo-portuaire de Fos-sur-Mer, qui elle s'étend sur 10 000 hectares. Ces zones se sont développées dans les années 1970 et constituent un des complexes industriels portuaires les plus importants d'Europe.

Bénéficiant d'une excellente position géographique, la zone industrielle n'a cessé de se développer et d'attirer diverses industries, notamment dans la chimie et la sidérurgie. Il existe plus de 430 installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE), autour du golf de Fos et de l'Etang de Berre, dont plus de 250 sont soumises à autorisation.

La majorité des industries sont regroupées sur les sites suivants : Berre-l'Etang, Fos-sur-Mer, Port-Saint-Louis-du-Rhône, le quartier de Lavéra à Martigues, et celui de la Mède à Châteauneuf-les-Martigues.

Aujourd'hui, les principales entreprises présentes et susceptibles d'émettre des polluants en milieux aqueux ou atmosphériques sont les suivantes :

- Raffinage : Esso (Fos-sur-Mer), INEOS (à Martigues), LYONDELL-BASELL (ex-Shell à Berre), Total (Châteauneuf-les-Martigues),
- Chimie/Pétrochimie : Naphta chimie (Martigues), Arkema (Fos-sur-Mer et Martigues), Basell Fos, Vinylfos et Lyondell (Fos-sur-Mer),
- Sidérurgie : Ascométal (Fos-sur-Mer), Arcelor (Fos-sur-Mer),
- Traitement de surface : Ascométal,
- Traitement des déchets : Solamat Merex (Fos-sur-Mer et Rognac),
- Traitement de minerai : Gagneraud industrie, Lafarge aluminate, compagnie industrielle Fillers et chaux (Fos-sur-Mer),
- Centrale thermique : Figenal SNC, EDF (Martigues), INEOS
- Stockage produits pétroliers : Dépôt pétrolier de Fos, GIE de Crau, RDTH, Société Pipeline, Terminal Méthanier,
- Peintures et vernis : Jefco Dufour (Berre).

2.4 Description des industriels retenus pour cette étude

Les industriels retenus pour cette étude ont été sélectionnés par la DREAL selon les critères suivants :

- localisation de l'industriel dans la ZI de Lavéra-La Mède,
- existence de rejets atmosphériques et/ou aqueux,
- nature des émissions.

Au total 17 industriels, ainsi que le Grand Port Maritime de Marseille (GPMM), ont été retenus sur la zone.

A noter qu'il a également été rajouté dans cette étude, l'ISDND de Valentoulin de la CAPM (Communauté d'Agglomération du Pays de Martigues), localisée sur la commune de Port de Bouc, entre la ZI de Lavéra - La Mède et la ZI de Fos. Cet ajout, permet de disposer sur le secteur de deux études qui intègrent l'ensemble des industriels de Fos-Port de Bouc - Martigues et Lavéra.

Ainsi, 19 « sites » ont été pris en compte dans cette étude. La liste des industriels et la description de leur activité est présentée dans le tableau suivant :

Tableau 1 : Liste des industriels

Industriels	Activité	Rejets atmosphériques	Rejets aqueux
AIR LIQUIDE	Fabrication de N ₂ ou O ₂ à partir de l'air ambiant, conditionnement H ₂ et fabrication de H ₂ à partir du craquage de CH ₄	Oui	Non
APPRYL	Fabrication de polypropylène	Oui	Oui
ARKEMA	Industrie chimique	Oui	Oui
AZUR CHIMIE	Production de produits bromés et d'un ignifugeant	Oui	Oui
BIOCAR (nouveau projet)	Production de biodiesel	Oui	Oui
CAPM – ISDND de Valentoulin	Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux	Oui	Non
EDF - Centrale électrique de Ponteau	Centre de production d'électricité à partir de combustible fossile	Oui	Oui

RAv02706-4/A22574/CAvA081644

NGU – CLD - CLy

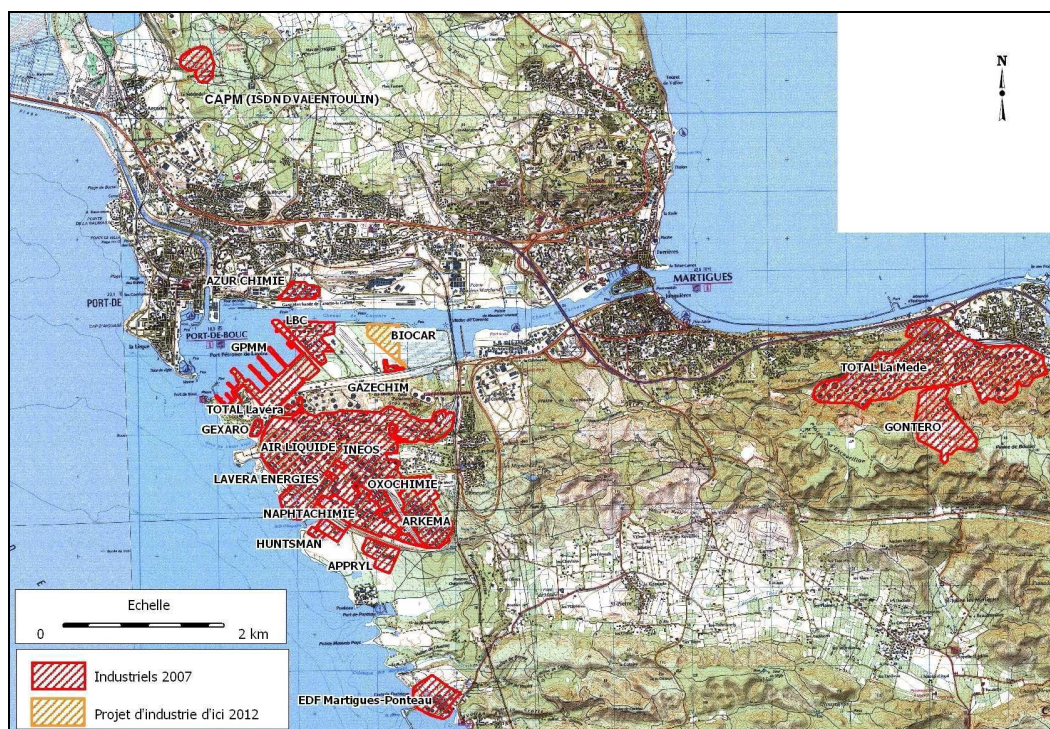
01/07/11

Page : 22

Industriels	Activité	Rejets atmosphériques	Rejets aqueux
GAZECHIM	Conditionnement de chlore en bouteilles. Stockage sur le site de bouteilles de chlore et ammoniac.	Oui	Oui
GEXARO	Industrie chimique	Oui	Oui inclus dans les rejets d'INEOS
Grand Port Maritime de Marseille (GPMM)	Déchargement de pétrole	Oui	Oui
HUNTSMAN	Fabrication d'alcools éthoxylés et polyéthylène glycol	Oui	Oui
INEOS	Chimie et Raffinerie	Oui	Oui
LAVERA Energie	Centrale thermique	Oui	Non
LBC	Stockage des produits des industriels de la zone de Lavéra Chargement et déchargement des produits de citernes-routières, de wagons citernes, de navires et de bacs fluviaux	Oui	Non
NAPHTACHIMIE	Unité de vapocraquage	Oui	Oui
OXOCHIMIE	Fabrication d'alcools à partir de gaz naturel, oxygène et propylène	Oui	Non
TOTAL Lavéra	Stockage de produits pétroliers	Oui	Non
GONTERO	Carrières	Oui	Non
TOTAL La Mède	Raffinerie	Oui	Oui

La carte ci-dessous présente la localisation des industriels de la zone industrielle retenus pour cette étude.

Figure 1 : Localisation des industriels pris en compte



En complément de ces industriels, nous avons également retenu l'activité « chargement navire » effectuée au niveau du GPMM. Elle inclue les émissions atmosphériques des industriels liées aux opérations de chargement de leurs navires.

2.5 Description des autres activités retenues pour cette étude

2.5.1 Le trafic routier

Les principales routes du domaine d'étude ont été prises en compte dans cette étude. Il s'agit de l'autoroute A55, de la nationale N568, de la départementale D5 en direction d'Istres et de la D9 sur la partie desservant la zone industrielle de Lavéra puis sur les parties côtières de la Couronne et Carry-le-Rouet. A noter que la D49 (desservant le port de Lavéra) n'a pas été prise en compte dans cette étude, aucun comptage n'étant disponible.

Les différents tronçons routiers pris en compte sont découpés de la façon suivante :

- RN 568-1: Traversée port de Bouc 1
- RN 568-2: Traversée port de Bouc 2
- RN 568-3: voie rapide en continuité de l'A55
- D5
- A55
- D9 Lavéra
- D9 La Couronne
- D9 Carry

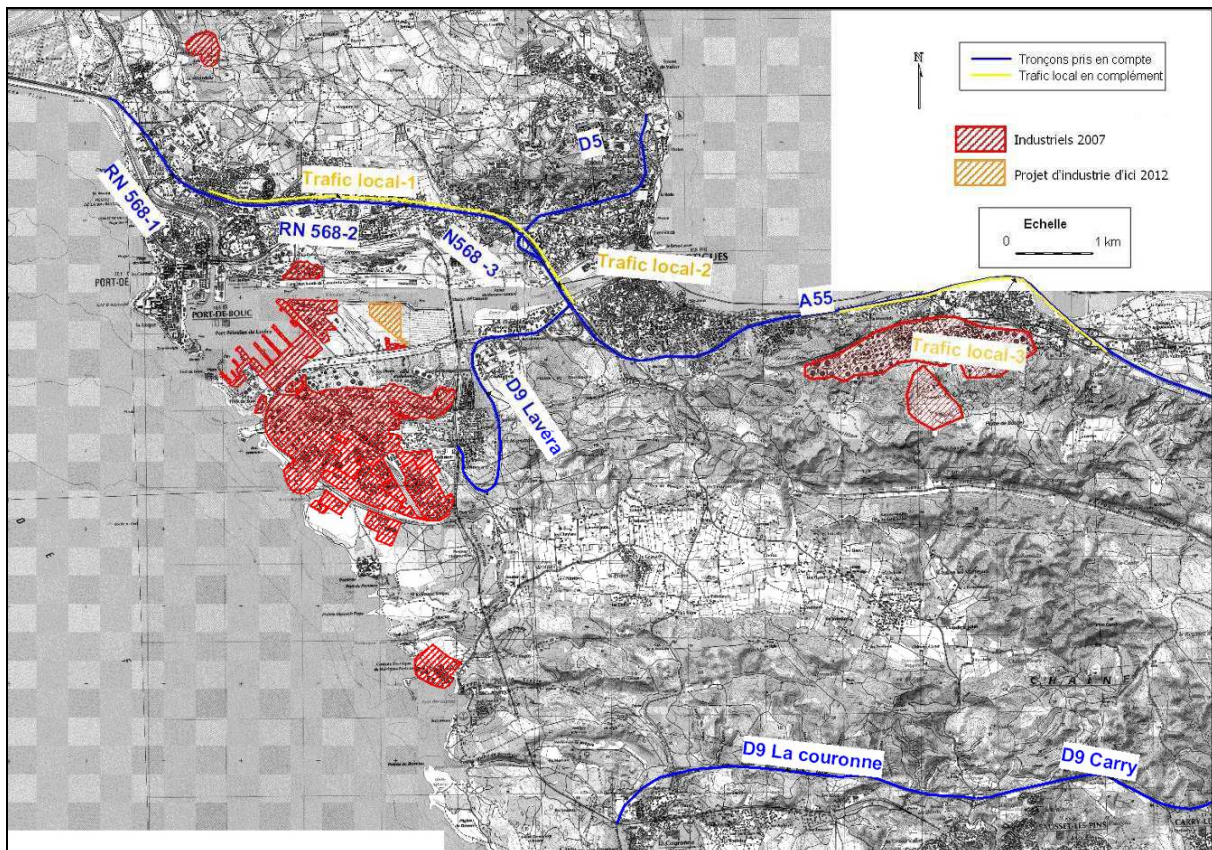
L'ensemble des données de trafic pris en compte pour ces tronçons a été fourni par le CETE¹ au travers du logiciel RESMIR. Ce logiciel étant utilisé pour suivre l'évolution du trafic régional, il n'intègre pas précisément le trafic local sur la commune de Martigues, Port de Bouc et du quartier de la Mède et le sous-estime.

Pour pallier à ces manques, les données ont été complétées pour trois tronçons « trafic local » se superposant sur l'A55 et la N568, plus précisément entre le viaduc de Martigues et l'avenue Maurice Thorez (Port-de-Bouc), puis au niveau de la Mède sur l'A55, de façon à ce que les données de trafic prises en compte dans l'étude soient du même ordre de grandeur que les comptages routiers réalisés en 2006 et 2007.

La figure ci-dessous présente la localisation de ces tronçons.

¹ CETE : Centre d'Études Techniques de l'Équipement

Figure 2 : Présentation des tronçons routiers pris en compte



Les tronçons pris en compte en 2007 et 2012 ont été considérés comme identiques. Seul un projet de prolongation de la RD9 sur environ 6 km depuis la Couronne jusqu'à Lavéra est prévu. Ce projet a pour objectifs d'offrir un second accès au complexe pétrochimique de Lavéra (pour des raisons de sécurité civile, en cas d'accident technologique majeur) et d'améliorer les relations depuis les agglomérations de la Côte Bleue vers le nord et l'ouest. Ce projet est inscrit dans le plan quinquennal d'investissement du CG13. Toutefois aucun projet de contournement ou déviation **significatifs** sur le domaine d'étude n'est prévu à l'horizon 2012.

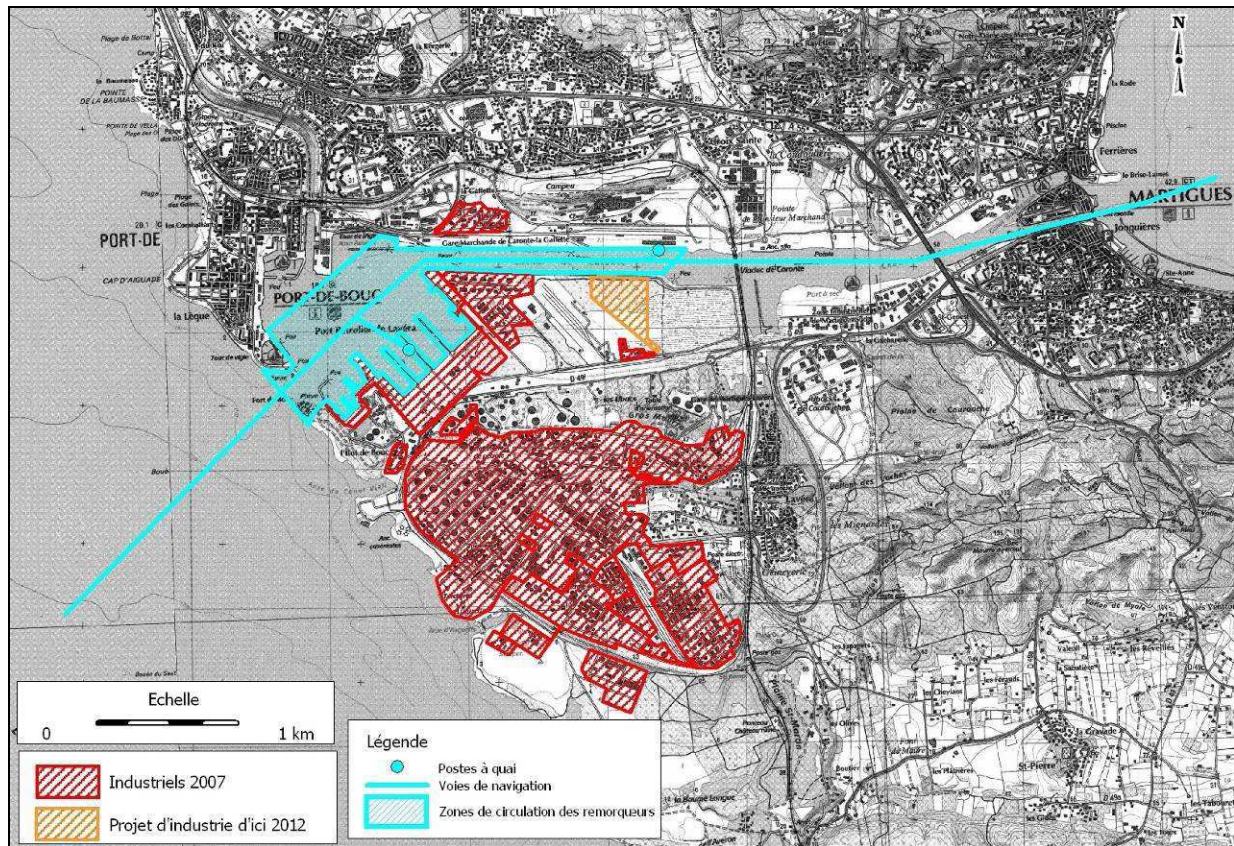
2.5.2 Le trafic maritime

Nous distinguerons différentes sources d'émission :

- les navires en navigation,
- les navires en manœuvre et à quai,
- les remorqueurs sur le port de Lavéra.

La localisation de ces sources d'émissions est présentée sur la figure suivante.

Figure 3 : Présentation des tronçons maritime pris en compte



Pour 2012, aucune évolution significative du trafic maritime n'est attendue. Par conséquent, on considérera dans la suite de l'étude, l'année 2012 identique à l'année 2007.

2.6 Bilan des sources d'émissions de la zone industrielle de Lavéra-La Mède prises en compte pour l'étude

Ainsi, au sein de la zone industrielle de Lavéra-La Mède, ont été considérés comme émetteurs de rejets significatifs dans l'environnement:

- 19 industriels ;
- le trafic routier sur les routes principales : RN568, A55, D5 et D9 ;
- le trafic maritime du port de Lavéra.

3 Phase 1 : Inventaire des émissions

Cette phase est entièrement détaillée dans l'annexe 1.

Seul le principe du recueil des données et les résultats finaux sont présentés dans cette partie.

3.1 Emissions atmosphériques

3.1.1 Emissions atmosphériques des industriels

3.1.1.1 Méthodologie

La collecte 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, pour les années 2007 et 2012 :

- 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).

Ces données, synthétisées en fiche récapitulative par industriels (annexe 3), ont pu être contrôlées et validées par chaque inspecteur DREAL en charge du site.

Un aperçu de cette base de données est présenté sur la figure suivante :

Figure 4 : Aperçu de la base de données remplie

Site industriel	Source	Type de source1	Type de source2	Polluant	Nom des COV ou autre polluant	Flux du polluant (kg/an)	Temps de fonctionnement (h/an)	Caractéristiques de la source					
								température (°C)	Hauteur du centre de source (m)	Vitesse (m/s)	Diamètre (m)	Surface (m²)	Largeur (m)
AIR LIQUIDE / SMR Lavéra	Cheminée	canalisée	vertical	CO		0	8680	150	30	10,7	2,1		
AIR LIQUIDE / SMR Lavéra	Cheminée	canalisée	vertical	COV totaux		217	8680	150	30	10,7	2,1		
AIR LIQUIDE / SMR Lavéra	Cheminée	canalisée	vertical	Poussières		95	8680	150	30	10,7	2,1		
AIR LIQUIDE / SMR Lavéra	Cheminée	canalisée	vertical	SO2		210	8680	150	30	10,7	2,1		
AIR LIQUIDE / SMR Lavéra	Cheminée	canalisée	vertical	NO2		17 399	8680	150	30	10,7	2,1		
AIR LIQUIDE / SMR Lavéra	Cheminée	canalisée	vertical	HF		100	8680	150	30	10,7	2,1		
AIR LIQUIDE / SMR Lavéra	Cheminée	canalisée	vertical	Autre composé	Sb+As+Cd+Cr+Co+Cu+Sn+Mo+Ni+Pb+Se+Te+Ti+V+Z	307	8680	150	30	10,7	2,1		
AIR LIQUIDE / SMR Lavéra	Torche	canalisée	vertical	CO			8680						
APPRYL	Bac stockage IPA- TK 3906- toit fixe	canalisée	vertical	COV totaux		27	8760	ambiante	6	faible	0,05		
APPRYL	Bac stockage IFA- TK 3906- toit fixe	canalisée	vertical	COV spécifiques	Isopropanol	27	8760	ambiante	6	faible	0,05		
APPRYL	Bac stockage heptane- TK 3905- toit fixe	canalisée	vertical	COV totaux		37	8760	ambiante	6	faible	0,05		
APPRYL	Bac stockage heptane- TK 3905- toit fixe	canalisée	vertical	COV spécifiques	heptane	37	8760	ambiante	6	faible	0,05		
APPRYL	émissions diffuses fugitives atelier	diffuse volumique		COV totaux		19021	8760	ambiante	11,5				
APPRYL	émissions diffuses fugitives atelier	diffuse volumique		COV spécifiques	Ethène	39	8760	ambiante	11,5				
APPRYL	émissions diffuses fugitives atelier	diffuse volumique		COV spécifiques	heptane	9	8760	ambiante	11,5				
APPRYL	émissions diffuses fugitives atelier	diffuse volumique		COV spécifiques	Isopropanol	67	8760	ambiante	11,5				
APPRYL	émissions diffuses fugitives atelier	diffuse volumique		COV spécifiques	propane	363	8760	ambiante	11,5				
APPRYL	émissions diffuses fugitives atelier	diffuse volumique		COV spécifiques	propène	16394	8760	ambiante	11,5				
ARKEMA LAVERA	CF	canalisée	vertical	COV totaux		52032	8760	5	27	4,3878	0,508		
ARKEMA LAVERA	CF	canalisée	vertical	COV spécifiques	1,2-dichloroéthane	56448	8760	5	27	4,3878	0,508		
ARKEMA LAVERA	CF	canalisée	vertical	COV spécifiques	Ethène	43602	8760	5	27	4,3878	0,508		
ARKEMA LAVERA	CF	canalisée	vertical	COV spécifiques	chloroéthane	2598	8760	5	27	4,3878	0,508		
ARKEMA LAVERA	OXYA	canalisée	vertical	COV totaux		343	8760	30	54,675	0,1606	0,813		
ARKEMA LAVERA	OXYA	canalisée	vertical	COV spécifiques	1,2-dichloroéthane	1739	8760	30	54,675	0,1606	0,813		
ARKEMA LAVERA	OXYA	canalisée	vertical	COV spécifiques	CVM	14	8760	30	54,675	0,1606	0,813		
ARKEMA LAVERA	OXYA	canalisée	vertical	COV spécifiques	Ethène	573	8760	30	54,675	0,1606	0,813		
ARKEMA LAVERA	OXYA	canalisée	vertical	COV spécifiques	chloroéthane	22	8760	30	54,675	0,1606	0,813		
ARKEMA LAVERA	OXYB	canalisée	vertical	COV totaux		1616	8760	30	54,675	0,1606	0,813		
ARKEMA LAVERA	OXYB	canalisée	vertical	COV spécifiques	1,2-dichloroéthane	1890	8760	30	54,675	0,1606	0,813		
ARKEMA LAVERA	OXYB	canalisée	vertical	COV spécifiques	CVM	22	8760	30	54,675	0,1606	0,813		
ARKEMA LAVERA	OXYB	canalisée	vertical	COV spécifiques	Ethène	1236	8760	30	54,675	0,1606	0,813		
ARKEMA LAVERA	OXYB	canalisée	vertical	COV spécifiques	chloroéthane	38	8760	30	54,675	0,1606	0,813		

RAv02706-4/A22574/CAvA081644

NGU – CLD - CLy

01/07/11

Page : 27

Le principe de cette base est d'indiquer pour chaque ligne : 1 source et 1 polluant.

La signification des codes couleurs et les légendes nécessaires pour compléter correctement la base de données sont présentées dans l'annexe 4.

Les bases de données complètes sont présentées pour 2007 en annexe 5 et pour 2012 en annexe 6.

3.1.1.2 Résultats de la collecte des données pour les émissions atmosphériques des industriels

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 ($\text{NO} + \text{NO}_2$) car une fois libérés dans l'air, le NO est rapidement oxydés en NO_2 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 NO_2 .

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 ($\text{Dae } 50$). On distingue ainsi la fraction extrathoracique (entre 10 et 100 μm), la fraction thoracique ($\text{Dae } 50 = 10 \mu\text{m}$), dite PM_{10} , la fraction trachéo-bronchique (entre 4 et 10 μm) et la fraction alvéolaire dont le $\text{Dae } 50$ est de 4 μm . L'évolution des techniques analytiques permet maintenant à l'intérieur de la fraction alvéolaire de mesurer les particules fines, $\text{PM } 2,5$, correspondant à un $\text{Dae } 50$ de 2,5 μm . Les émissions indiquées par les industriels sont des émissions de particules totales (granulométrie non définie). Elles sont assimilées à des $\text{PM}_{2,5}$, dans une approche majorante en termes d'effet toxique.

Pour la carrière GONTERO, les émissions de particules ont été estimées à partir de données de la littérature (Cf. annexe 2). Par conséquent, seules les émissions de PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$, qui présentent un intérêt en termes sanitaires, ont été quantifiées.

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.

Il est ainsi distingué dans la base de donnée :

- les COV totaux,
- les COV spécifiques : COV dont la nature a été précisée par l'industriel,
- les COV « traceurs de pollution » : COV dont la nature a été définie par hypothèse.

Au global pour 70% des émissions de COV, l'information provient de la bibliographie. 30% ont été déterminées à partir de mesures.

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 28

Les COV peuvent être exprimés soit en « équivalent produit » soit en « équivalent carbone ». Il est à noter que pour chaque site, lorsque les COV totaux sont exprimés en équivalent produit, la formule suivante s'applique :

$$\text{COV totaux (kg/an)} = \text{COV spécifiques (kg/an)} + \text{traceur de pollution (kg/an)}.$$

Lorsque les COV totaux sont exprimés en équivalent carbone, alors :

$$\text{COV totaux (kg eqC/an)} < \text{COV spécifiques (kg/an)} + \text{traceur de pollution (kg/an)}.$$

Pour deux industriels (AIR LIQUIDE et HUNTSMAN), les flux de COV totaux ont été considérés comme minimales (réciproquement 0,005 % et 0,02 % du flux de COV totaux émis sur la zone) et ne nécessitant pas d'être affectés à un « traceur de pollution ».

Résultats de la collecte des données

Les résultats de la collecte des données sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 2 : Bilan des émissions industrielles de la ZI de Lavéra-La Mède

Polluant	Emissions annuelles (kg/an)	
	2007	2012
SO ₂	22 211 577	14 553 099
NO ₂	5 824 327	5 608 668
CO	1 397 809	2 716 369
H ₂ S	11 869	2 087
HCl	532	947
HF	100	155
COV totaux dont	4 358 900	3 879 269
COV spécifiques	1 656 558	1 123 467
COV « traceurs de pollution »	3 105 824	2 754 846
HAP (eq BaP)	34	34
Dioxines/Furanes	6,30E-06	6,40E-06
Particules totales (hors gontero)	900 169	946 624
Particules PM10 (gontero)	7 120	7 120
Particules PM2.5 (gontero)	993	993
Antimoine	628	405
Arsenic	53	33
Cadmium	66	24
Chrome total	531	417
Cobalt	356	79
Cuivre	389	248
Etain	623	591
Manganèse	257	167
Mercurie	266	221
Nickel	10 745	4209
Plomb	352	159
Tellure	22	22
Sélénium	34	34
Thallium	13	13
Vanadium	14 971	6 527
Zinc	3 659	2 404
Autres composés	3 215 282	997 483

Tableau 3 : Détail des émissions de COV : spécifiques et « traceurs de pollution »

Polluant	Flux annuel (kg/an)	Flux annuel (kg/an)
	2007	2012
1,1,2,2 tétrachloroéthane	19	3
1,1-dichloroéthane	1 552	619
1,2-dichloroéthane	510 407	190 022
1,2-dichloroéthylène	2 506	440
1,3 bromochloropropane	8	9
1,3-Butadiène	12 515	12 515
2-butanone	5 356	4 957
2-Ethylhexanol	2 379	2 379
2-hexanone	4 913	864
2-méthyl-4-pentanone	738	130
3-pentanone	24	4
Acétaldéhyde	2 890	2 890
Acétate d'ether de glycol	195	195
Acétate d'éthyle	4554	4 548
Acétone	21 624	24 084
aliphatiques nC5-nC8	3 084 024	2 733 090
alpha-pinène	307	54
Amines en solution	324	324
Benzène	44 547	36 194
bromure de n-propyle	29	33
bromure d'éthylène	23	4
Butanol	7 301	7 300
Butyraldéhyde	6 680	6 680
Camphène	45	8
Chlorobenzène	91	16
Chloroéthane	24 602	17 825
Trichlorométhane	132 213	99 412
Chlorométhane	15 525	12 378
Chloropropane	16	3
Chloroéthylène	96 286	86 335
Décane	2 780	489
Dichlorobenzène	132	23
Dichlorométhane	65 509	64 664
Dodécane	53	9
ETBE	20 980	20 980
Ethane	4 841	4 841
Ethanol	5 638	5 630
Ethène	68 035	31 378
Ether de glycol	648	648
Ethylbenzène	11 499	5 308
Ethylpropylacroléine	1 174	1 174
Formaldéhyde	12 991	12 991
Heptane	46	46
Hexadécane	1	0,14
Hexane	178 546	156 994
Isobutanol	4 099	4 098
iso-Butyraldéhyde	4 892	4 892
Isopropanol	94	94

RAv02706-4/A22574/CAvA081644

NGU – CLD - CLy

01/07/11

Page : 30

BGP199/3

Polluant	Flux annuel (kg/an)	Flux annuel (kg/an)
	2007	2012
Isopropylbenzène	2 423	426
Isopropyltoluène	610	107
Limonène	2 232	392
Méthane	2 728 719	511 560
Méthanol	10 820	11 598
Méthylbutène 2	172	160
Naphtalène	6 000	4 630
NMP	746	746
Nonane	2 241	394
Octane	7 656	3 039
oxyde d'éthylène	5 846	3 594
Pentane	1 910	1 910
PIB	167	167
Propane	2 068	1 293
Propylène	147 613	145 967
R 125	413	200
R 134 A	5	5
R 143-a	422	200
R22	16 897	6 800
T112	8	8
Terpinène	88	15
Tétrachloroéthylène	1 933	340
Tétrachlorométhane	27 398	24 663
Tétrahydrofurane (THFD)	1 084	1 083
Toluène	82 643	59 419
Trichlorobenzène	3	1
Trichloroéthane	8 191	6 971
Trichloroéthylène	13 762	12 500
Trimères (C12)	587	587
Triméthylbenzène	647	113
Triméthylsilanol	61	10
Undécane	1 361	239
Xylène	52 724	33 163

Tableau 4 : Détail des émissions de « Autres composés »

Polluant	Flux annuel (kg/an)	Flux annuel (kg/an)
	2007	2012
Acétate de glycol	2 190	2 190
Chlore	571	0
Diéthylène glycol	6 920	6 920
HBr	69	0,23
Monoéthylène glycol	464 350	464 350
Polyéthanolamine	12 050	12 050
Quartz	106	106
Sb+As+Cd+Cr+Co +Cu+Sn+Mn+Ni+P b+Se+Te+Tl+V+Z	307	307

3.1.2 Emissions atmosphériques du trafic routier

Les polluants retenus dans le cadre de cette étude pour le trafic routier sont les NOx et les particules.

Ces deux seules substances ont été retenues conformément au cahier des charges mis en cohérence avec l'étude réalisée sur la ZI de Fos sur Mer (rapport BURGEAP RAv01880f du 6 mai 2008).

De même que pour les émissions des industriels, les émissions de NOx sont assimilées à des émissions de NO₂.

Les particules émises au niveau du trafic routier sont des particules diesel. Les particules diesel se composent d'un matériau carboné (suie : noyau de carbone ou "sphérule"), engendré lors de la combustion, sur lequel sont absorbées des espèces organiques diverses, constituées de molécules condensées lors des étapes suivant la combustion. La particule se forme dans la chambre de combustion dans des zones localement trop riches en carburant, du fait du principe de fonctionnement de la motorisation diesel. Les particules diesel sont de petite taille. Nous avons pris l'option 0,1 µm en référence à l'ensemble des sources documentaires consultées et en particulier "Les particules de combustion automobile et leurs dispositifs d'élimination - ADEME, 2005."

Les émissions du trafic routier ont été quantifiées pour l'année 2007 et pour l'année 2012 à partir :

- d'un état de trafic fourni par la CETE (modèle RESMIR). On notera que pour 2012, les projections de trafics intègrent le projet d'aménagement de terminaux conteneurs (Fos 2XL),
- d'une répartition du parc automobile (recherche ADEME-INRETS¹),
- des facteurs d'émissions issus du programme COPERT III².

Ainsi, les émissions liées au trafic routier sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 5 : Emissions atmosphériques du trafic routier pour 2007 et 2012

Tronçons	Emission en kg/an			
	Année 2007		Année 2012	
	NOx	Particules diesel	NOx	Particules diesel
N568-1	49 850	2 612	44 809	2 011
N568-2	36 381	1 616	31 966	1 135
N568-3	15 600	1 011	12 895	746
D5	42 938	2 277	34 228	1 557
A55	216 070	15 189	162 367	8 894
D9 (lavéra)	6 901	414	5 114	281
D9 (sausset-la couronne)	10 553	911	8 104	692
D9 (sausset-carry)	13 537	1 168	10 395	887
Trafic local-1	12 084	696	10 118	522
Trafic local-2	7 975	707	6 154	533
Trafic local-3	4 491	403	3 019	229
TOTAL	416 381	27 005	329 171	17 486

Malgré l'augmentation de trafic prévue d'ici 2012, on observe, sur l'ensemble des tronçons routiers, une diminution des émissions liée au renouvellement du parc automobile, à l'amélioration des technologies et à la mise en place de carburants plus propres.

¹ Parc, usage et émissions des véhicules en France de 1970 à 2025, C. Hugrel et al., Rapport de convention ADEME/INRET-LTE n°01 03 035.t

² COPERT III : Computer Programme to Calculate Emissions from Road Traffic -

Ainsi, en 2007, les émissions atmosphériques liées au trafic routier représentent :

- **416 t/an pour les NOx**
- **27 t/an pour les particules diesel**

Elles représenteront en 2012 :

- **329 t/an pour les NOx**
- **17 t/an pour les particules diesel**

3.1.3 Emissions atmosphériques du trafic maritime

La quantification des émissions du trafic maritime est plus difficile à mener que celle du trafic routier en raison des paramètres qui interviennent dans les équations utilisées. Les calculs effectués pour cette étude se basent sur de nombreuses hypothèses qui ne permettent d'estimer qu'un **ordre de grandeur** des émissions.

Pour cette étude :

- trois polluants ont été étudiés : les NOx, le SO₂ et les particules,
De même que pour les émissions des industriels et du trafic routier, les émissions de NOx sont assimilées à des émissions de NO₂.
Les particules sont assimilées à des particules diesel de taille égale à 2,5 µm. En effet, cette hypothèse de taille est retenue en raison de l'absence de filtre à particules sur les navires et remorqueurs.
- trois types d'émission ont été distingués : les émissions des navires en navigation, les émissions des navires en manœuvre et à quai et les émissions des remorqueurs sur le port de Lavéra,
- trois classes de bateaux ont été distinguées : les « petits » navires, d'un tonnage compris entre 0 et 5 000 T, les « plus gros » navires, d'un tonnage supérieur à 5 000 T et les remorqueurs, avec des caractéristiques différentes (nombre de moteur, puissance du moteur, temps de manœuvre, vitesse de navigation...)
- trois types de navires ont été retenus : les pétroliers, les chimiquiers et les vraquiers liquide.

L'ensemble des données concernant le trafic des navires nous a été fourni par le Grand Port Maritime de Marseille. Toutes les données concernant le remorquage nous ont été fournies par la société BOLUDA Marseille-Fos.

Le détail des émissions est présenté dans le tableau suivant :

Tableau 6 : Emissions atmosphériques du trafic maritime

	Emissions annuelles (T/an)					
	NOx		SO ₂		Particules diesel	
	2007	2012	2007	2012	2007	2012
Navires en navigation	146	146	117	117	-	-
Navires en manœuvre ou à quai	1 435	1 435	1 554	1 554	271	271
Remorqueurs	394	394	310	310	-	-
Emissions totales	1 974	1 974	1 982	1 982	271	271

Ainsi, les émissions atmosphériques liées au trafic maritime représentent :

- 1 974 t/an pour les NOx
- 1 982 t/an pour le SO₂
- 271 t/an pour les particules diesel

3.1.4 Bilan des émissions atmosphériques sur la zone

L'ensemble des émissions des industriels, du trafic routier et du trafic maritime sont récapitulés dans le tableau suivant :

Tableau 7 : Bilan des émissions globales de la ZI de Lavéra-La Mède

Polluant	Emissions annuelles (kg/an)	
	2007	2012
SO ₂	24 193 609	16 535 131
NO ₂	8 215 134	7 912 265
CO	1 397 809	2 716 369
H ₂ S	11 869	2 087
HCl	532	947
HF	100	155
COV totaux dont :	4 358 900	3 879 269
COV « spécifiques »	1 656 558	1 123 467
COV « traceurs de pollution »	3 105 824	2 754 846
HAP (eq BaP)	34	34
Dioxines/Furanes	6,30E-06	6,40E-06
Particules	900 169	946 624
Particules PM10	7 120	7 120
Particules PM2.5	993	993
Particules diesel	298 054	288 535
Antimoine	628	405
Arsenic	53	33
Cadmium	66	24
Chrome total	531	417
Cobalt	356	79
Cuivre	389	248
Etain	623	591
Manganèse	257	167
Mercur	266	221
Nickel	10 745	4 209
Plomb	352	159
Sélénium	34	34
Tellure	22	22
Thallium	13	13
Vanadium	14 971	6 527
Zinc	3 659	2 404
Autres composés	3 215 282	997 483

Les émissions des industries correspondent aux émissions principales répertoriées.

Les émissions liées au trafic routier sont faibles au regard des émissions industrielles à l'échelle de la zone d'étude et pour les substances retenues (environ 5% du NOx et environ 2 % des particules). Pour leur part, les émissions liées au trafic maritime représentent environ 25 % des émissions de NOx, 22 % des émissions de particules et environ 10% des émissions de SO₂.

3.2 Emissions aqueuses

Cette partie est détaillée en annexe 7.

Comme pour les rejets atmosphériques, une base de données a été remplie par les industriels (pour l'année 2007 et 2012 pour le projet industriel de BIOCAR). Cette base est disponible en annexe 8.

Les émissions aqueuses déclarées par les industriels sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 8 : Détail des émissions aqueuses

Polluants	Emissions annuelles (kg/an)	Polluants	Emissions annuelles (kg/an)
1,2-Dichloroéthane	613	Sulfates	70
Dioxines/Furanes	6,5.10 ⁻⁵	Hydrocarbures	24 248
Arsenic	7	Aluminium	987
Cadmium	12	Cuivre	891
Chrome	12	Etain	25
Mercure	21	Fer	56
Nickel	35	Zinc	554
Plomb	107	composé organochlorés (AOX)	892
DCO	1 011 701	Ammoniac	61 877
DBO ₅	132 474	Phosphore	1 060
COT	175 733	Chlore actif	1 469
N/Nitrates	56 011	Trichlorométhane	290
MES	940 293	Tétrachlorométhane	3
P/Phosphates	707	Ni + As +Sb	89
Phénols	5 732	Azote global (Ngl)	2 000
Chlorures	1 169 795	Azote	180
Cyanures	410	AOX	34

4 Phase 2 : Caractérisation de la zone d'étude et schéma conceptuel de l'exposition

4.1 Modélisation de la dispersion atmosphérique

La phase de modélisation a été réalisée par la société Numtech.

4.1.1 Modèle de dispersion ADMS 4.1

Le modèle mathématique de dispersion utilisé pour cette étude, ADMS (version 4.1), est un modèle gaussien à trajectoire spécialement développé pour évaluer l'impact des rejets atmosphériques d'une grande variété de sources industrielles sur des zones complexes. Développé depuis 15 ans par le Cambridge Environmental Research Consultant (CERC), cet outil numérique est largement utilisé et reconnu sur le territoire, en Europe et dans le monde entier. Considéré par l'INERIS¹ (2003) et l'US EPA (Environmental Protection Agency of United-States) comme la nouvelle génération des modèles de dispersion atmosphérique gaussiens, il a été validé par l'outil européen d'évaluation des modèles de dispersion : le « Model Validation Kit » [Hanna, 1999]. Il se base en effet sur les technologies et les connaissances les plus récentes dans le domaine. Parmi les utilisateurs français, on compte des instituts et organismes nationaux (INERIS, AFSSET, InVS, Ministère de la santé, CEA Cadarache, IRSN, Météo France, Ecole Centrale de Lyon, Ecole des Mines de Douai et de Saint Etienne, SNPE,...), des industriels (EDF, TOTAL, RHODIA, SOLVAY...), des associations pour la surveillance de la qualité de l'air (AIRFOBEP, AIRPARIF, ASPA,...), ainsi que de nombreux bureaux d'études.

Compte tenu des caractéristiques des sources étudiées, du domaine d'étude et des objectifs de l'étude (étude d'impact sur du long terme), un modèle gaussien de nouvelle génération du type ADMS est un outil tout à fait adapté pour la réalisation de cette étude. ADMS est préconisé par les organismes de référence dans le domaine (INERIS, InVS) et est régulièrement utilisé lors d'études de dispersion sur des installations implantées en terrain complexe.

Il est de plus couplé au modèle diagnostique linéarisé FLOWSTAR, qui permet de prendre en compte l'impact du relief et de l'occupation des sols sur les champs de vents et de turbulence.

Une description technique du modèle de dispersion ADMS 4.1, ainsi que du modèle FLOWSTAR sont données respectivement en annexe 10 et en annexe 11.

4.1.2 Phénomènes physiques 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.

¹ Guide méthodologique « Évaluation des Risques Sanitaires dans les Études d'impact des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement »,

Tableau 9 : Phénomènes pris en compte dans la modélisation

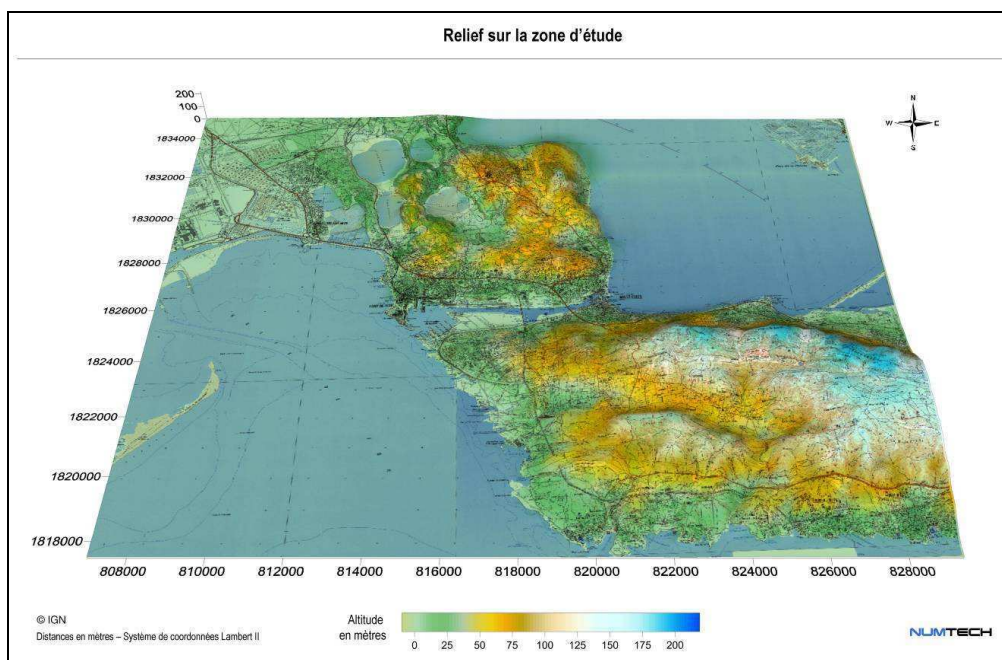
Phénomène physique	Pris en compte par le modèle dans l'étude	Commentaires
Météorologie locale	oui	Données horaires sur 5 ans
Description verticale de la turbulence atmosphérique	oui	Analyse d'échelle de Monin-Obukhov
Cycle diurne du développement de la couche de mélange atmosphérique	oui	Les données 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	oui	Le modèle de dispersion est couplé au modèle d'écoulement fluide FLOWSTAR qui recalcule les champs de vent et de turbulence en 3D sur tout le domaine
Nature des sols rencontrés	oui	Hauteur de rugosité variable sur le domaine
Nature particulière des particules	oui	Prise en compte du dépôt sec (chute par gravité) et humide (lessivage par les précipitations)
Evolution chimique des rejets gazeux dans l'environnement	non	-
Variabilité temporelle des émissions	oui	Les périodes d'arrêt des installations (arrêt le week end ou durant les mois d'été) ont été intégrées
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

4.1.3 Description de la topographie et nature des sols

Le modèle utilisé permet d'intégrer la topographie dans le calcul de dispersion atmosphérique des polluants. Le relief peut fortement influencer les champs de vent et de turbulence, et donc la répartition en surface des concentrations de polluants. Compte-tenu de la topographie caractéristique de la zone d'étude, celle-ci a été intégrée dans la modélisation.

Les données topographiques couvrent un domaine supérieur à notre zone d'étude afin de minimiser les effets de bord. Les données proviennent de la base de données SRTM3 et ont une résolution de 90 m sur le continent, et de 900 m sur l'océan, l'étang de Berre, et les bords du domaine. Le relief du domaine d'étude est représenté sur la figure suivante.

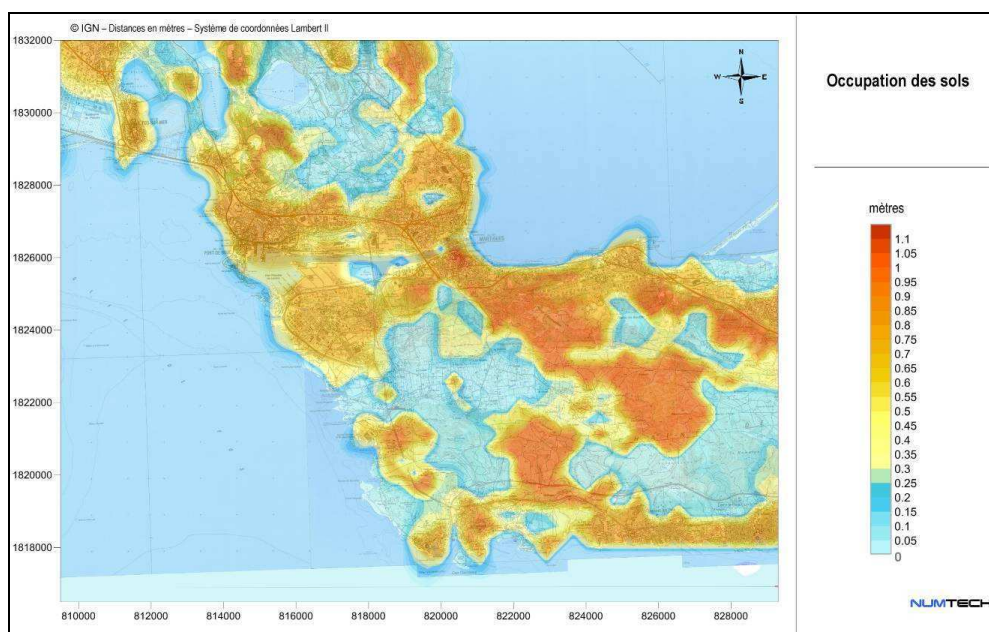
Figure 5 : Relief sur la zone d'étude pris en compte dans le modèle



(source : NUMTECH)

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. Ces données sont extraites de la base de données Corine Land Cover datant de l'année 2000, fournie par l'IFEN (Institut Français de l'Environnement), et intégrées dans le modèle sous la forme d'une grille régulière. Elle permet de tenir compte de la présence de la mer Méditerranée, des différents étangs, ainsi que des différentes zones industrielles, urbaines, ou boisées. La figure suivante illustre la rugosité utilisée sur le domaine pour cette étude.

Figure 6 : Rugosité sur la zone d'étude prise en compte dans le modèle



(source : NUMTECH)

RAv02706-4/A22574/CAvA081644

NGU – CLD - CLy

01/07/11

Page : 38

BGP199/3

4.1.4 Données d'émission

Toutes ces données sont récapitulées dans le §3 : Phase 1 : Quantification des émissions et sont détaillées en annexe 5 et 6 pour les rejets industriels et en annexe 13 pour les rejets routiers et maritimes.

Les rejets industriels de type :

- cheminées (canalisés)
- bassins (diffus surfaciques),
- bâtiments, zones de stockage ouvertes et rejets diffus difficilement localisables,

ont été modélisés respectivement par des sources ponctuelles, surfaciques et volumiques.

Les rejets liés au trafic maritime issus:

- des postes à quai,
- des voies de navigation des navires,
- des zones de navigation des remorqueurs,

ont été modélisés respectivement par des sources ponctuelles, linéiques et volumiques. L'hypothèse de modéliser les zones de navigation des remorqueurs en volumique a été validée par Numtech lors du calage du modèle.

Les rejets liés au trafic routier (50 km de voies cumulées) ont été modélisés par des sources linéiques, à l'aide du modèle ADMS Urban 2.3. Le cœur de ce modèle est identique à celui du modèle ADMS 4.1, utilisé dans le reste de l'étude, mais les sources routières y sont modélisées de façon spécifique. Les résultats issus de ces sources obtenus avec ce modèle, ont simplement été cumulés aux autres résultats.

Dans les simulations, tous les gaz ont été assimilés à des gaz passifs (pas de transformations chimiques ni de changement de phase).

Les métaux¹, les particules (PM2,5, PM10 et particules diesel), les HAP, le monoéthylène glycol et les dioxines et furanes ont été assimilés à des espèces particulières. Le choix de modéliser le monoéthylène glycol en particulaire est lié à son état physique en sortie de cheminée sous forme condensé.

- Pour les métaux, les PM2,5, les HAP et les dioxines, à défaut de valeurs sur la taille des particules émises, leur diamètre a été fixé à 2,5 µm, et leur densité à 5000 kg/m³, suivant les recommandations de l'INERIS et du Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans l'étude d'impact d'une UIOM réalisé par l'ASTEE en novembre 2003. Il est à noter que les PM10 issues de la carrière de GONTERO ont été modélisées comme des particules de diamètre fixé à 10 µm.
- Les particules diesel issues du trafic routier qui elles ont été modélisées avec un diamètre de 0,1 µm, et une densité de 5000 kg/m³ en raison des systèmes actuels de pots d'échappement.
- Les particules diesel du trafic maritime sont quant à elles modélisées avec un diamètre de 2,5 µm.
- Le monoéthylène glycol a été modélisé avec un diamètre de 2,5 µm, et une densité de 1100 kg/m³.

¹A noter que les émissions de mercure de l'industriel ARKEMA ont été prises en compte comme des émissions gazeuses.

4.2 Délimitation de la zone d'étude

La taille du domaine d'étude a été fixée en fonction de la localisation des sources émettrices considérées, de la localisation des zones habitées, et de la dispersion du dioxyde de soufre (SO₂) : polluant typiquement industriel, souvent émis par des sources canalisées de grandes dimensions (panaches étendus).

Les simulations ont été réalisées à partir des éléments fournis par les industriels pour le SO₂ sur l'année de référence 2007, et la période météorologique 2002 – 2006.

Le plus sévère des trois critères suivants classiquement utilisés pour dimensionner les domaines d'étude d'impact, a été retenu :

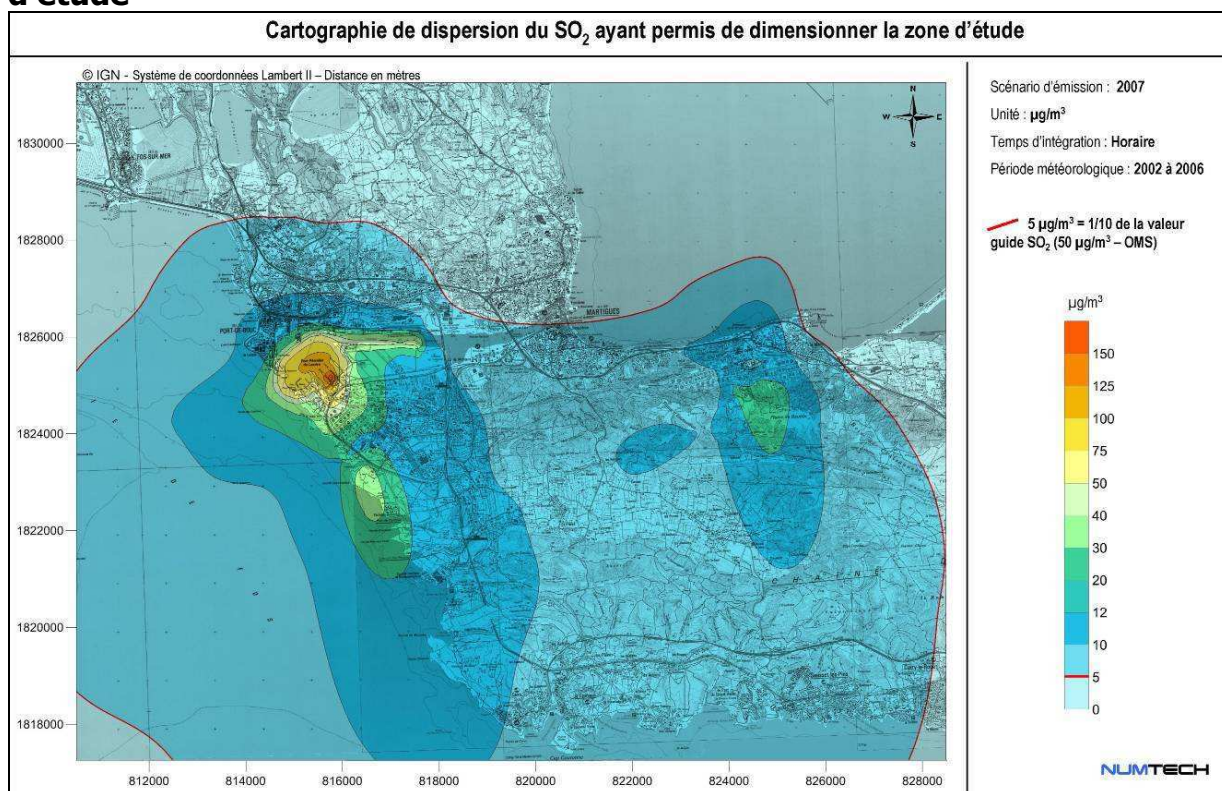
- Le domaine doit contenir la valeur correspondant au 1/10 de la concentration maximale obtenue en SO₂ autour des sources. Cette valeur maximale étant de l'ordre de 190 µg/m³, son dixième vaut 19 µg/m³ ;
- Le domaine doit contenir la valeur correspondant au 1/10 de la valeur guide retenue pour le SO₂ : 50 µg/m³ en moyenne annuelle (OMS), soit 5 µg/m³ ;
- Les valeurs de concentrations en limite du domaine d'étude doivent être au maximum de l'ordre des concentrations de « fond ». La valeur de fond d'une zone est toujours délicate à estimer. La concentration moyenne annuelle minimale mesurée par le réseau AIRFOBEP sur la zone au cours de l'année 2007 est de 6 µg/m³ (relevé à la station Martigues Pati). Cette mesure faible a été considérée comme s'apparentant à une valeur de fond.

Le critère le plus contraignant est donc le dixième de la valeur guide, soit 5 µg/m³. Le domaine d'étude final a donc été retenu en intégrant cet isocontour, excepté sur les zones de mer qui ne présentent pas d'intérêt dans le cadre d'une évaluation des risques sanitaires.

Compte-tenu de ces résultats, le domaine d'étude retenu a une dimension de **18 x 14 km²**.

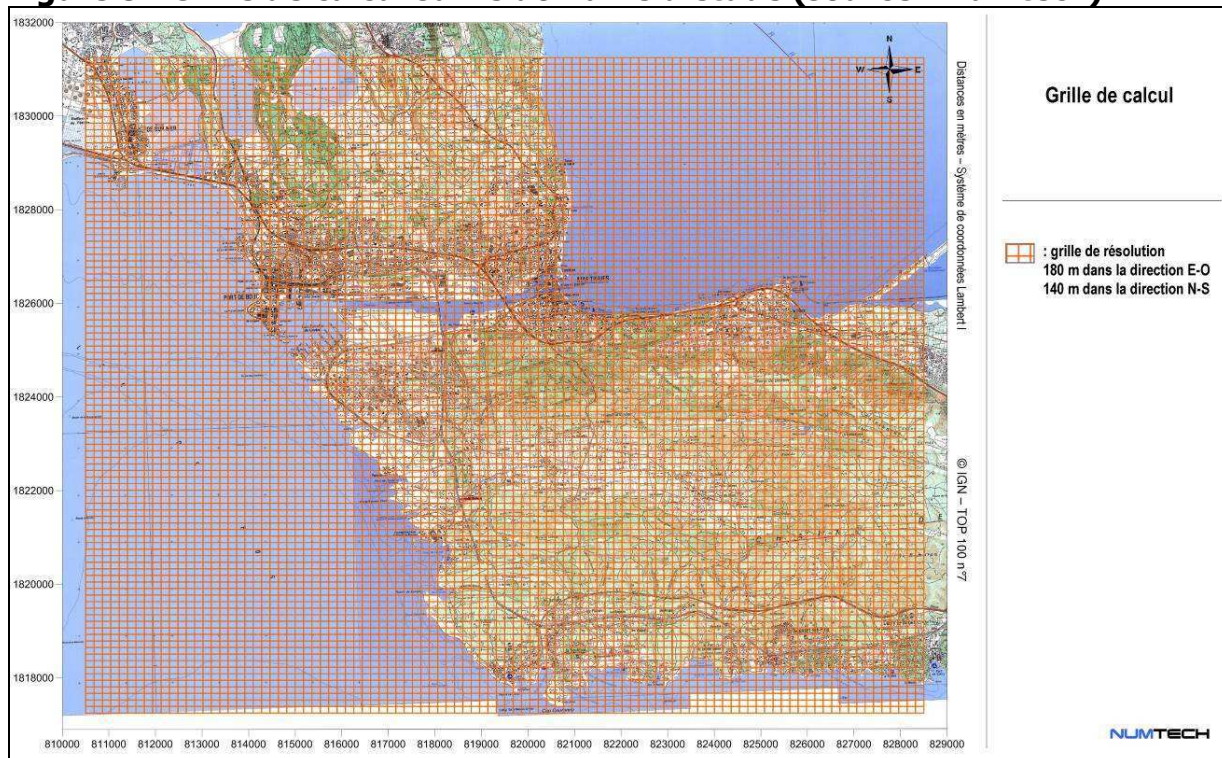
La grille de calcul utilisée sur ce domaine a une résolution de 180 m dans la direction est-ouest, et de 140 m dans la direction nord-sud. Les valeurs de concentration en chaque substance retenue ont été simulées en chaque point de cette grille, à une altitude de 1,5 m au-dessus du sol, permettant ainsi 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.

Figure 7 : Simulation en SO₂ ayant servi à dimensionner le domaine d'étude



(source : NUMTECH)

Figure 8 : Grille de calcul sur le domaine d'étude (source : Numtech)



(source : NUMTECH)

4.3 Validation du modèle de dispersion

En amont du calcul des concentrations moyennes annuelles pour l'ensemble des substances qui seront retenues comme traceurs de risque sur le domaine d'étude, une procédure de calage a été mise en place. Ce calage consiste 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 sur la restitution des concentrations moyennes annuelles et non sur les épisodes aigus de pollution.

Cette optimisation s'est basée sur des calculs de concentrations moyennes annuelles en dioxyde de soufre, polluant typiquement industriel, sur l'année de référence 2007 (année sur laquelle a porté la quantification des émissions). La majorité des sources de SO₂ sont en effet industrielles (à l'exception de certains systèmes de chauffage). Le bruit de fond (non intégré dans le modèle) est donc faible pour ce polluant. De plus, les rejets de SO₂ se font majoritairement par des sources canalisées, dont les paramètres de modélisation sont en général bien maîtrisés. Enfin, ce polluant est largement surveillé par le réseau de surveillance de la qualité de l'air AIRFOBEP, de nombreuses mesures sont donc disponibles.

Le calage a porté essentiellement sur l'ajustement de paramètres de description de l'environnement (rugosité de surface, relief, paramètres météorologiques avancés,...). Certains de ces ajustements sont détaillés ci-dessous.

4.3.1 Validation des données météorologiques

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.

Il a été choisi de retenir une période météorologique de cinq années consécutives, de 2002 à 2006. Cette période est également celle retenue pour l'étude d'évaluation des risques sanitaires globale réalisée sur la zone industrielle de Fos-sur-Mer, en 2007 (Rapport BURGEAP RAv01880f du 6 mai 2008). Les mêmes périodes ont été choisies afin de faciliter la comparaison des résultats des deux études. La durée importante de la période retenue (5 ans) garantit sa représentativité temporelle, même si les années considérées ne sont pas les plus récentes.

4.3.1.1 Les différentes stations météorologiques

Plusieurs stations de relevé météorologique sont localisées dans la zone d'étude ou à proximité directe. Il s'agit de stations Météo France, ou de stations gérées par le réseau de surveillance de la qualité de l'air AIRFOBEP.

Ces stations sont les suivantes :

- la station Météo France d'Istres, d'altitude 20 m, au nord-ouest de la zone de Lavéra,
- la station Météo France de Marignane, d'altitude 8 m, à l'est de la zone,
- la station AIRFOBEP de Port de Bouc Castillon, d'altitude 64 m, au nord-est de la zone Lavéra,
- la station AIRFOBEP de Martigues – Notre Dame des Marins, d'altitude 103 m, au nord-est de la zone Lavéra,
- la station AIRFOBEP de Martigues – La Gatasse, d'altitude 120 m, au nord-est de la zone Lavéra.

Les paramètres attendus 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 prépondérants dans un calcul de dispersion. Ils déterminent la trajectoire des panaches. Le choix de leur origine doit être réalisé avec soin. La température et la nébulosité permettent le calcul de la stabilité thermique. Les précipitations interviennent dans le calcul du dépôt humide.

L'ensemble des stations listées ci-dessus, qui mesurent par ailleurs toutes des données de vent, sont localisées sur la figure suivante (figure 7), ainsi que les roses des vents obtenues pour les années 2002-2006 au niveau de ces stations.

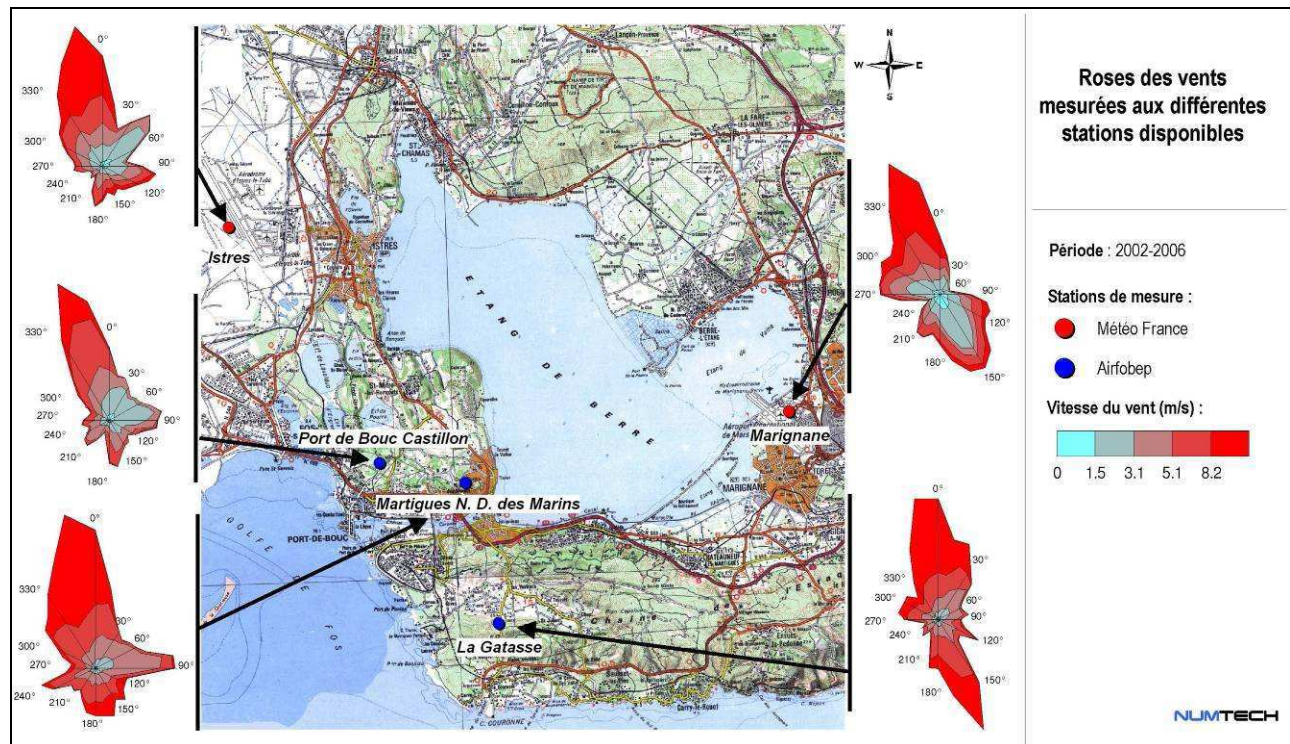
Sur l'ensemble des roses des vents, les mêmes phénomènes principaux se retrouvent, avec une orientation et une intensité différente suivant la localisation des stations. On observe ainsi systématiquement la forte signature du secteur nord/nord-ouest due au Mistral, ainsi que les brises de mer ou de golfe (secteur sud à sud-ouest), de terre (secteur nord/nord-ouest), et d'étang.

Les stations d'Istres, Port de Bouc Castillon et Martigues Notre Dame des Marins peuvent clairement être regroupées et qualifiées de représentatives de l'ouest de l'étang de Berre. Sur ces trois stations, on retrouve les vents dominants de secteur nord/nord-ouest (Mistral), des vents de secteur est correspondant à une brise d'étang, ainsi que des flux de secteur sud/sud-ouest correspondant à la fois à la brise de mer (flux thermiques) et aux flux synoptiques. Ces différentes composantes sont plus ou moins marquées sur chacune des stations en fonction de leur localisation.

La station de La Gatasse est spécifique puisqu'elle est située en altitude. Elle enregistre des vents nettement plus forts que les autres stations. Sur cette station on retrouve le Mistral de secteur nord, ainsi que des flux de sud, associés à la brise de mer, en secteur sud.

Enfin, la station de Marignane est caractéristique du sud-est de l'étang de Berre. La dominance du mistral est clairement visible, ainsi qu'un secteur marqué de sud/sud-est correspondant à la fois à la brise de mer et à l'influence du couloir de Marseille. Cette station est connue comme étant représentative d'une zone assez locale.

Figure 9 : Localisation des différentes stations de relevés météo et roses des vents associées (source : Numtech)



(source : NUMTECH)

La station de Marignane a été écartée d'emblée car représentative principalement de l'est de l'étang de Berre, que le domaine d'étude considéré ne couvre pas ou peu.

Les stations de Port de Bouc Castillon, Notre Dame des Marins, et La Gatasse sont localisées dans des zones de relief, ou en altitude, donc plutôt caractéristiques de conditions locales.

La station d'Istres est quant à elle localisée dans une zone complètement dégagée, sans relief, et donc plus caractéristique de conditions synoptiques, mais plus excentrée par rapport au domaine d'étude.

Ces considérations nous ont conduits a priori à retenir la station d'Istres pour la réalisation de l'étude. En effet, le modèle de dispersion utilisé intègre un module d'écoulement (module FLOWSTAR) qui permet de calculer la perturbation de l'écoulement (vent et niveau de turbulence) entrant sur le domaine, en fonction de son relief, et de son occupation des sols. Ce fonctionnement nécessite de fournir en entrée un champ de vent qui soit un champ global, représentatif des conditions à grande échelle observées sur la globalité du domaine, dans la mesure du possible.

La station d'Istres est, d'après NUMTECH, celle qui répond le mieux à ces critères.

Toutefois, afin de valider ce choix, l'ensemble des stations de la zone (à l'exception de la station de Marignane) a fait l'objet de tests lors de la phase de calage du modèle, qui est présentée ci-dessous.

4.3.1.2 Comparaison des concentrations moyennes annuelles simulées avec les différentes stations météorologiques aux mesures AIRFOBEP

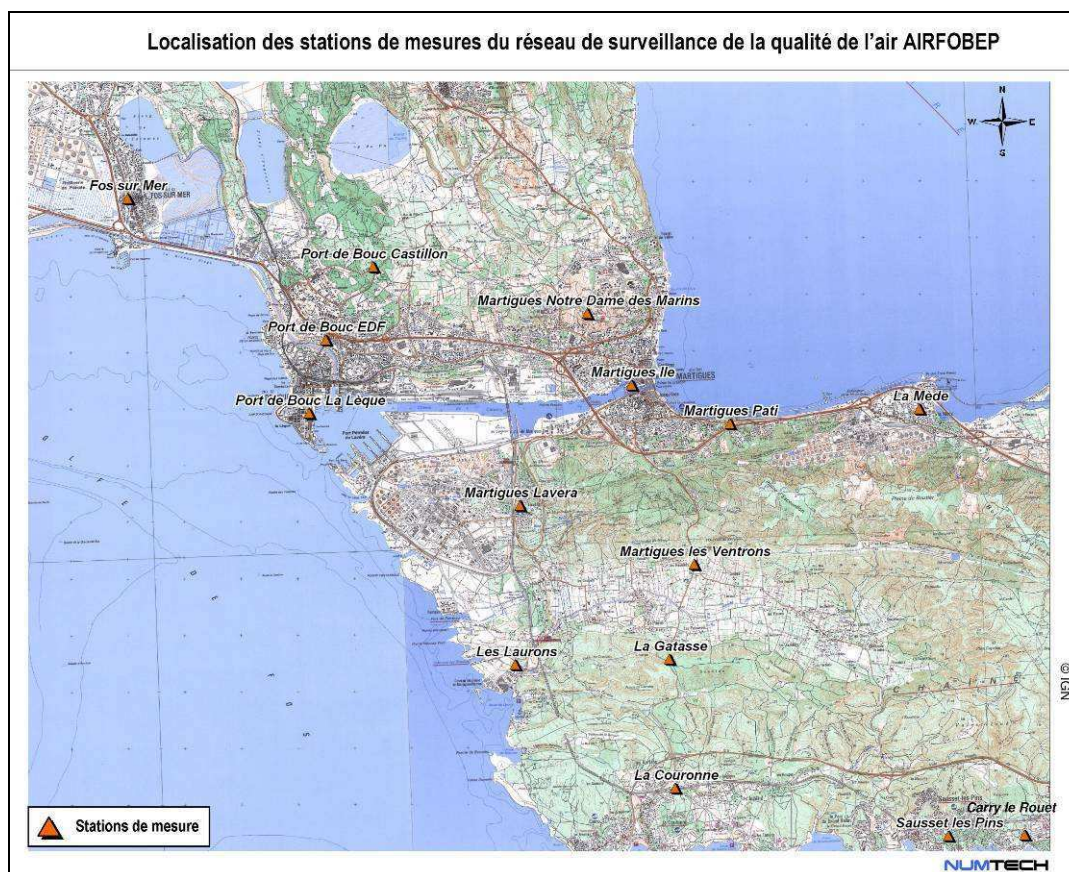
Afin de statuer sur le choix de la station de relevé météo à utiliser dans le modèle, les quatre stations de la zone identifiées précédemment (Istres, Port de Bouc Castillon, Martigues Notre Dame des Marins, et Martigues La Gatasse) ont été testées en entrée du modèle dans le cadre de la phase de calage.

Comme exposé précédemment, les tests ont été réalisés à partir des résultats obtenus en SO₂, sur l'année de référence 2007. Les concentrations moyennes annuelles simulées ont été comparées entre elles, et comparées aux mesures disponibles au niveau des stations du réseau AIRFOBEP.

AIRFOBEP réalise des mesures en continu de la qualité de l'air sur la région de l'étang de Berre, et notamment autour des principaux sites industriels de la zone (principalement les zones de Lavéra, Fos sur mer, La Mède, et Berre-l'étang). Un grand nombre de stations de mesures sont ainsi présentes sur la zone. Il s'agit de stations de type industriel ou urbain. Leur objectif est de fournir des informations sur les concentrations représentatives du niveau de pollution induit par des phénomènes de panache ou d'accumulation à proximité d'une source industrielle.

Ces stations sont localisées sur la Figure 10 et listés dans le tableau 9, ainsi que les polluants qu'elles mesurent.

Figure 10 : Localisation des stations de mesures AIRFOBEP de la zone (source : Numtech)



(source : NUMTECH)

Tableau 10 : Liste des stations AIRFOBEP de la zone

Station	Code	Commune	Type de station	Polluants mesurés
La Mède	MEDE	Châteauneuf les Martigues	Industrielle	SO ₂ , PM10, H ₂ S
Fos sur mer	FSMR	Fos-sur-mer	Urbaine	SO ₂ , PM10, métaux lourds
Martigues Ile	MILE	Martigues	Urbaine	SO ₂ , NO ₂ , PM10
La Couronne	MCRN	Martigues	Industrielle	SO ₂
La Gatasse	MGTS	Martigues	Industrielle	SO ₂
Les Laurons	MPNT	Martigues	Industrielle	SO ₂
Les Ventrons	MVTR	Martigues	Industrielle	SO ₂
Notre Dame des Marins	MNDM	Martigues	Urbaine	SO ₂ , ozone
Le Pati	MPTI	Martigues	Industrielle	SO ₂
Lavéra	MLVR	Martigues	Industrielle	SO ₂ , HAP, H ₂ S
La Lèque	PDBL	Port-de-Bouc	Urbaine	SO ₂ , PM10
Castillon	PDBC	Port-de-Bouc	Industrielle	SO ₂
Port-de-Bouc EDF	PDBE	Port-de-Bouc	Urbaine	SO ₂
Sausset les Pins	SSLP	Sausset les Pins	Industrielle	SO ₂ , ozone
Carry le Rouet	CLRT	Carry le Rouet	Industrielle	SO ₂

(source : NUMTECH)

Les concentrations moyennes annuelles mesurées en SO₂ au niveau de ces stations pour chaque année de la période d'étude (2002 à 2006), ainsi que pour 2007 (année sur laquelle a porté le calage) et 2008 (afin d'illustrer l'évolution des mesures), sont reportées dans le tableau suivant.

Tableau 11 : Concentrations moyennes annuelles mesurées en SO₂ aux stations AIRFOBEP (µg/m³)

Station	Moyenne annuelle en SO ₂ (µg/m ³)						
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
La Mède	9	13	9	9	7	10	5
Fos sur mer	21	19	26	17	19	17	15
Martigues Ile	11	11	12	7	9	9	7
La Couronne	18	18	15	14	15	13	8
La Gatasse	18	19	17	14	17	15	10
Les Laurons	32	26	28	27	23	22	18
Les Ventrons	18	18	13	11	14	15	10
Notre Dame des Marins	8	9	9	8	9	8	4
Pati	10	7	12	9	5	6	6

Station	Moyenne annuelle en SO ₂ (µg/m ³)						
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Lavéra	-	-	-	-	-	9	9
La Lèque	26	25	14	16	21	17	15
Castillon	13	15	14	11	15	14	11
Port-de-Bouc / EDF	13	14	12	11	13	10	10
Sausset les Pins	22	20	18	16	-	19	10
Carry le Rouet	14	13	13	14	10	11	6

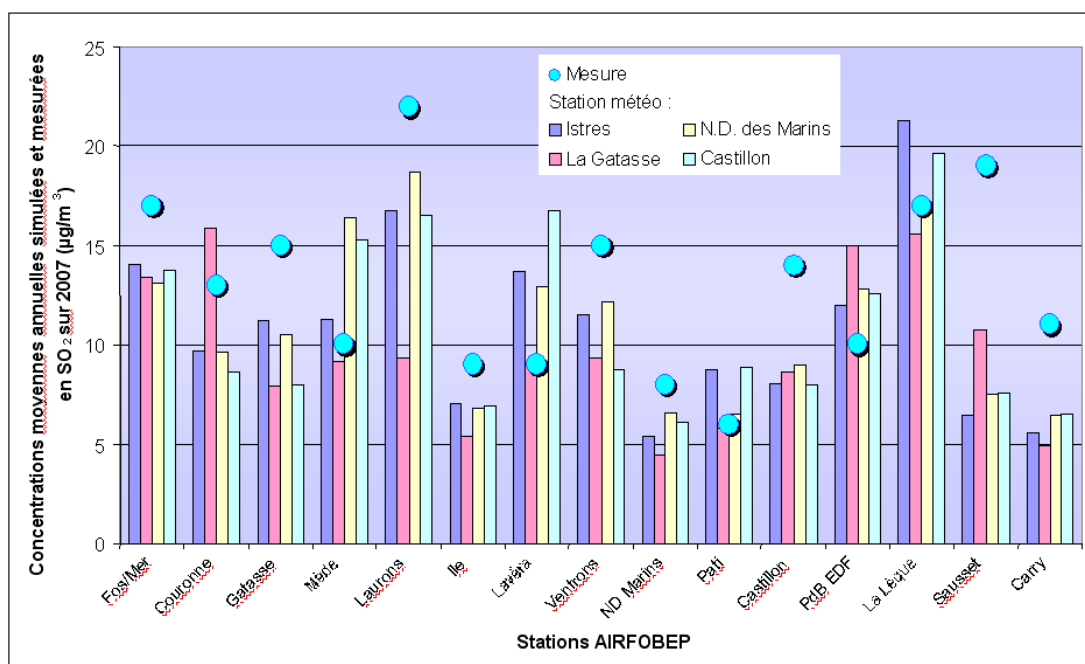
(source : NUMTECH)

Afin de comparer les concentrations simulées aux « niveaux de fonds » mesurés, qui intègrent toutes les sources de la zone, nous avons cumulé aux résultats des simulations issues de la présente étude la contribution des industries de la zone de Fos sur Mer. En effet, il n'est pas envisageable de caler un modèle si la majorité des sources de la zone n'est pas prise en compte, ou si la part du fond n'est pas connue. Ici, toutes les industries émettrices de SO₂ de la zone, le trafic maritime principal, et les axes routier à plus fort trafic sont donc intégrés dans les simulations.

La contribution de la zone de Fos sur Mer a été quantifiée au niveau de l'ensemble des capteurs AIRFOBEP en refaisant tourner le modèle établi lors de l'étude de risques sanitaires globale réalisée en 2007 sur cette zone.

Les concentrations moyennes annuelles de SO₂ ont été simulées à partir des données météorologiques de l'année 2007 issues de chacune de quatre stations météo, au niveau de l'ensemble des capteurs AIRFOBEP. Les résultats obtenus sont présentés sur le graphe ci-dessous.

Figure 11 : Comparaison des concentrations moyennes annuelles mesurées et simulées en SO₂ en 2007 à partir des différentes stations de relevé météo disponibles (µg/m³)



(source : NUMTECH)

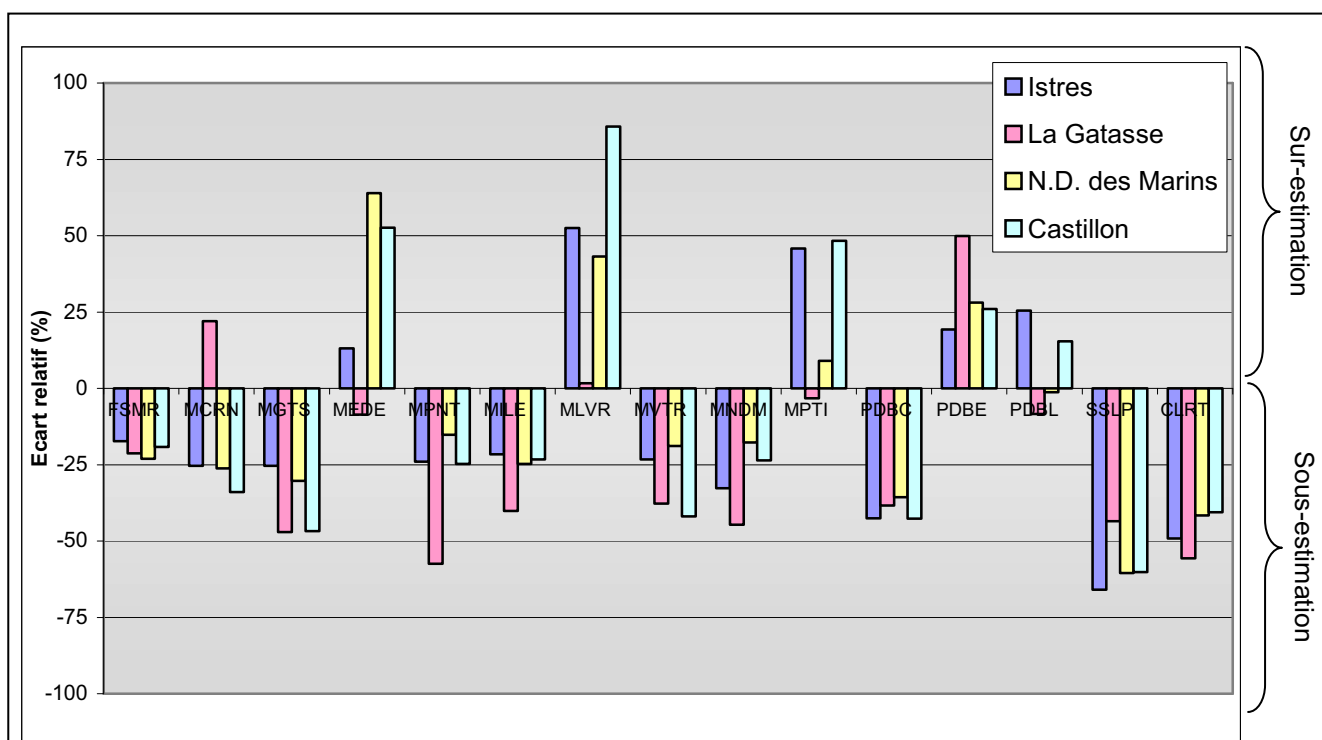
Les histogrammes représentent les concentrations moyennes annuelles simulées en 2007 en SO₂ en chaque capteur à partir des données des quatre stations de relevé météo disponibles. Les points bleus représentent la concentration moyenne annuelle mesurée par ce capteur sur l'année 2007.

La qualité des résultats varie fortement d'un capteur à l'autre, et avec l'une ou l'autre des stations météo. Sur certains capteurs, comme Fos sur Mer par exemple, les résultats sont très proches quelle que soit la station météo considérée. Sur d'autres capteurs, comme Lavéra, ils sont très différents.

De même, sur certains capteurs, une station météo peut donner de façon nette les meilleurs résultats (station de La Gatasse par exemple au niveau du capteur de Lavéra), alors que la même station donnera les moins bons résultats sur un autre capteur (station de La Gatasse au niveau du capteur de Port de Bouc EDF).

Ces mêmes résultats sont présentés ci-dessous sous la forme d'écart relatif à la mesure, afin de faciliter la comparaison.

Figure 12 : Ecart relatif entre moyenne et mesure en SO₂ en 2007 à partir des différentes météo disponibles (%)



(source : NUMTECH)

Différentes constatations peuvent être faites à partir de ce graphe. La station de la Gatasse est celle dont le comportement est le plus atypique. C'est la station pour laquelle les niveaux simulés sont le plus souvent sous-estimés, et dans la plus grande proportion. Par conséquent, cette station conduit sur certains capteurs aux meilleurs résultats, là où les autres stations ont tendance à sur-estimer les niveaux : La Mède, Lavéra, Pati, Port de Bouc La Lèque. Ceci s'explique par le fait que la station de la Gatasse est située plus en altitude que les autres stations, et mesure donc des vents plus forts, et plus favorables à la dispersion (comme illustré sur la rose des vents ci-après).

Cette station a donc été écartée car il n'est pas possible de spécifier au modèle de dispersion, de façon réaliste, que la donnée d'entrée est une donnée d'altitude.

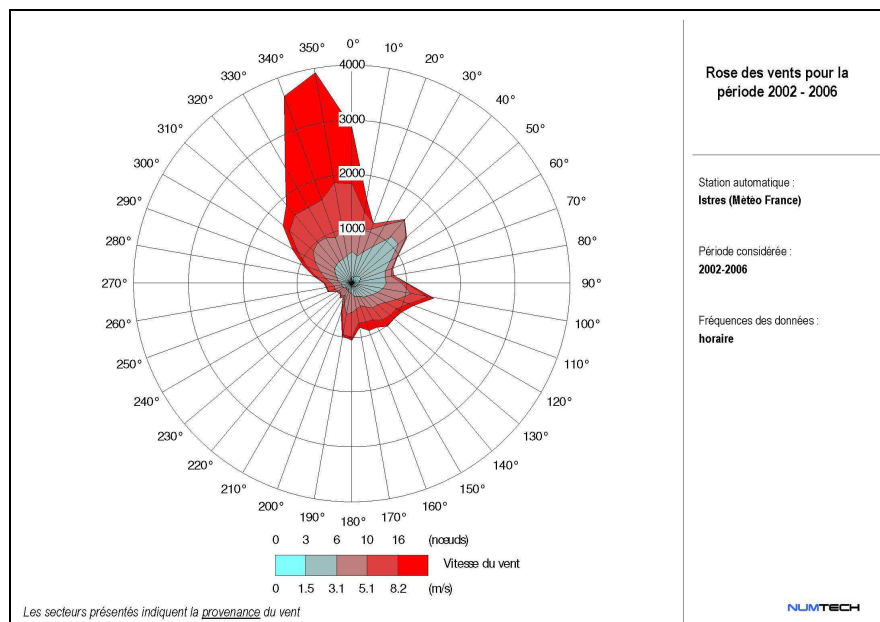
Les trois autres stations, Istres, Notre Dame des Marins, et Castillon donnent des niveaux globalement plus proches et l'impact du choix de l'une ou l'autre de ces stations sur la qualité des résultats du modèle est comparable. La station de Castillon a également été écartée car cette station est celle des trois qui conduit le moins souvent aux meilleurs niveaux.

Finalement, les stations d'Istres, et de Notre Dame des Marins sont celles qui donnent globalement les meilleurs résultats. L'écart entre les concentrations simulées à partir de ces deux stations est souvent faible. Il est inférieur à 25 % sur 10 des 15 capteurs SO₂.

Le choix de la station météo s'est finalement porté sur Istres, en se basant sur ces résultats, et sur l'analyse météorologique présentée précédemment. La station d'Istres est en effet plus représentative des conditions synoptiques impactant la zone. La station de Notre Dame des Marins, située plus en altitude, reste représentative d'une zone plus restreinte. La station d'Istres est donc celle qui convient le mieux en entrée du modèle de dispersion utilisé.

La rose des vents obtenue sur cette station sur la période d'étude (2002-2006) est rappelée sur la figure suivante. Les données de vent, température, et précipitations utilisées pour l'étude sont issues de cette station. Les données de nébulosité sont quant à elles issues de la station Météo France de Marignane, seule à mesurer ce paramètre dans la zone.

Figure 13 : Rose des vents sur la période 2002–2006 à la station d'Istres



(source : NUMTECH)

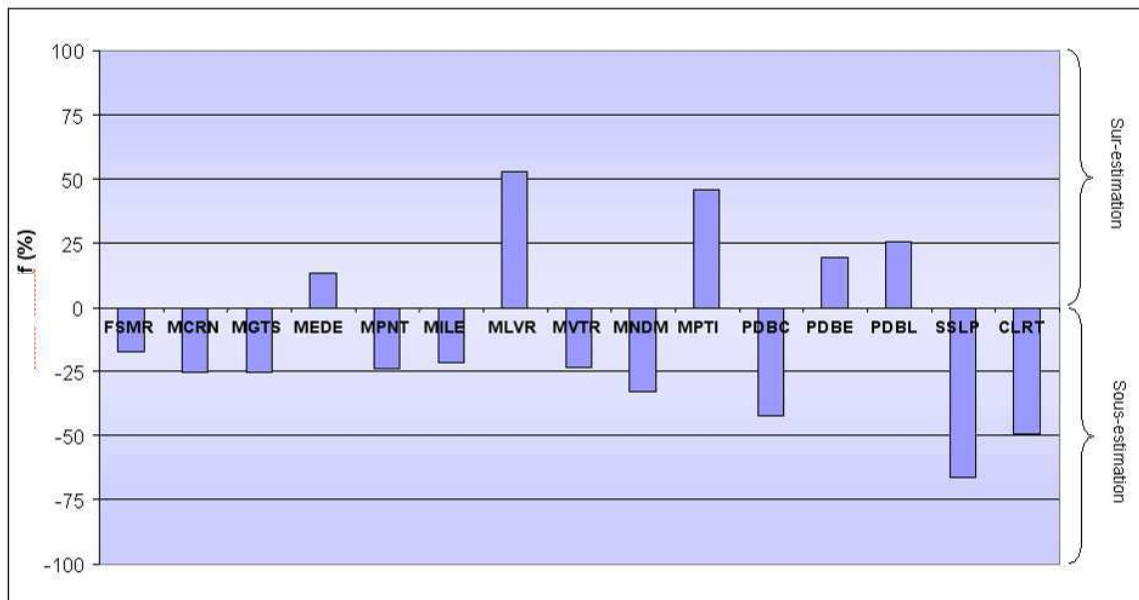
A partir des données de relief et d'occupation des sols, le module d'écoulement dynamique FLOWSTAR recalcule ensuite pour chacune de ces données météorologiques d'entrée, les champs de vent et de turbulence modifiés par le relief de la zone et la rugosité de surface, sur le domaine d'étude, et sur plusieurs niveaux verticaux (jusqu'à 2000 mètres au-dessus du sol).

4.3.2 Validation de la chaine de modélisation

Comme la phase de calage, la validation du modèle a été réalisée à partir des résultats obtenus en dioxyde de soufre sur l'année de référence 2007. La majorité des sources de SO₂ étant industrielles, le bruit de fond est faible pour ce polluant, et les niveaux simulés peuvent être directement comparés aux concentrations mesurées. Pour ces calculs, la contribution de la zone industrielle de Fos a de nouveau été intégrée.

Le graphe ci-après illustre les écarts relatifs obtenus entre modèle et mesure aux différents capteurs du réseau AIRFOBEP sur les concentrations moyennes annuelles de SO₂, avec les données météorologiques d'Istres, pour l'année 2007.

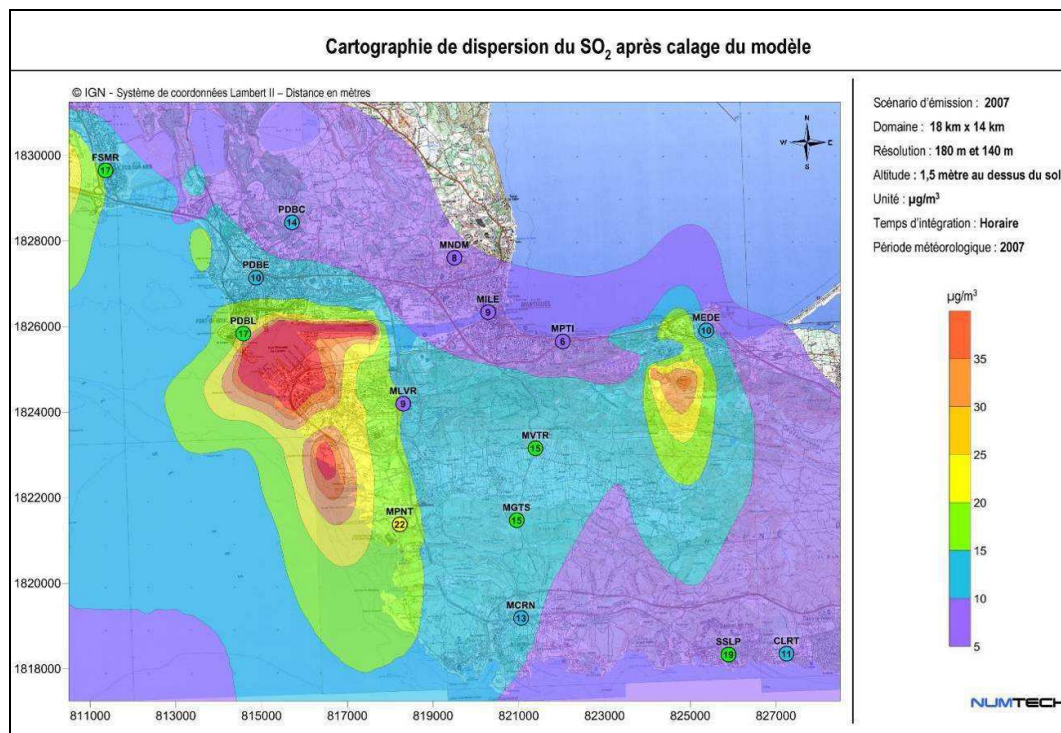
Figure 14 : Ecart relatif final entre les concentrations moyennes annuelles simulées et mesurées en SO₂ (%)



(source : NUMTECH)

La cartographie de dispersion obtenue sur l'année de référence 2007 en SO₂ est présentée sur la figure suivante. Les concentrations mesurées aux capteurs sont représentées par des pastilles utilisant la même échelle de couleur que les iso-contours (gamme de 5 µg/m³).

Figure 15 : Cartographie de dispersion du SO₂ - Année de référence 2007



(source : NUMTECH)

Les résultats obtenus sont jugés globalement satisfaisants pour le SO₂, polluant dont on maîtrise bien les flux d'émission. L'écart entre modèle et mesure est inférieur à 25% sur 9 des 15 capteurs de la zone.

Les écarts entre modèle et mesure sont faibles sur le nord du domaine, y compris sur la zone des quartiers sud de Martigues (capteurs Les Ventrons, La Gatasse et La Couronne). De manière générale, le modèle a tendance à sous-estimer les concentrations, ce qui est un résultat classique, puisqu'il est raisonnable de supposer qu'une petite part des sources émettrices de SO₂ du domaine d'étude n'a pas été modélisée (les émissions du secteur résidentiel/tertiaire, bien que faibles dans la région, n'ont par exemple pas été intégrées).

Les capteurs pour lesquels les résultats sont les moins bons sont ceux de Martigues Lavéra, Notre Dame des Marins, Pati, Port de Bouc Castillon, Sausset les Pins et Carry le Rouet. Au niveau de ces capteurs, l'écart relatif modèle/mesure est supérieur à 25%. Il reste toutefois inférieur à 50%, excepté à Martigues Lavéra et Sausset les Pins.

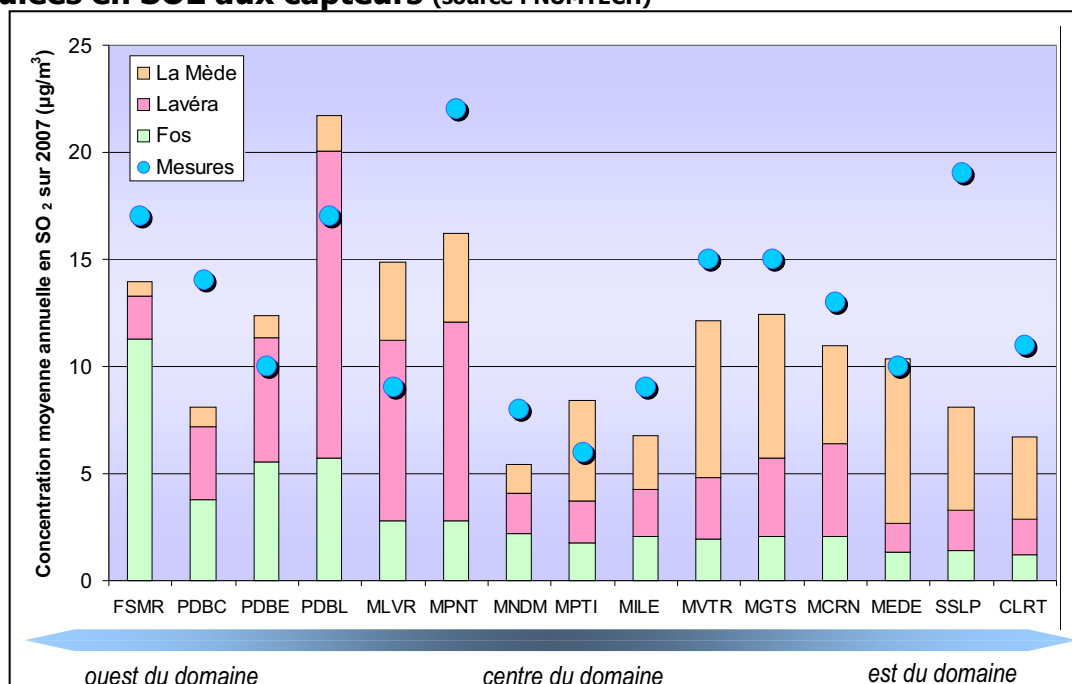
Au niveau de Martigues Lavéra et dans une moindre mesure de Pati, les concentrations moyennes annuelles sont sur-estimées de quelques micro-grammes. A Lavéra, ce résultat peut s'expliquer par le fait que le capteur mesure une concentration peu élevée, alors qu'il est proche des sources. A cette distance des sources, et malgré le fait que les vents dominants ne soient pas orientés dans la direction du capteur, le modèle restitue des niveaux plus élevés. A Pati, le niveau est également faible. Cette mesure est la plus faible enregistrée sur l'ensemble du domaine d'étude.

A Port de Bouc Castillon et Notre Dame des Marins, les niveaux sont sous-estimés.

Enfin à Sausset les Pins et Carry le Rouet, les concentrations sont nettement sous-estimées. Les valeurs mesurées sont en effet relativement élevées : 19 µg/m³ à Sausset les Pins et 11 µg/m³ à Carry le Rouet, alors que ces capteurs sont éloignés des zones d'émission. Ces concentrations élevées seraient dues à des phénomènes météorologiques complexes connus, qui rabattent les panaches émis par la Mède vers le sol après avoir franchi la chaîne de l'Estaque. Ces phénomènes complexes sont très difficiles à reproduire avec un modèle adapté à un calcul long terme comme demandé dans cette étude.

A titre indicatif, sur le graphe ci-après les contributions de chacune des trois zones industrielles de la zone : Fos sur Mer, Lavéra et La Mède ont été isolées. Les capteurs AIRFOBEP ont été ordonnés de gauche à droite de façon à restituer leur localisation géographique Est-Ouest.

Figure 16 : Contribution des trois zones industrielles aux concentrations simulées en SO₂ aux capteurs (source : NUMTECH)



On retrouve assez logiquement sur ce graphe une contribution majoritaire de la zone de Fos sur Mer à l'ouest du domaine, sur les capteurs de Fos-sur-Mer et de Port de Bouc. La contribution de la zone de Lavéra est la plus homogène sur toute la zone, cette zone industrielle étant la plus centrale par rapport au domaine d'étude considéré. Enfin, la contribution de la zone industrielle de La Mède est la plus importante à l'est du domaine, sur la zone de Martigues.

Globalement, on retiendra que la comparaison des valeurs simulées en SO₂ aux valeurs mesurées par le réseau de surveillance de la qualité de l'air AIRFOBEP (phase de validation) a montré que les niveaux étaient bien reproduits par le modèle pour ce polluant dont on connaît bien les émissions. Sur la majorité des stations, l'écart entre niveaux simulés et mesurés reste de l'ordre des incertitudes inhérentes au modèle habituellement observées.

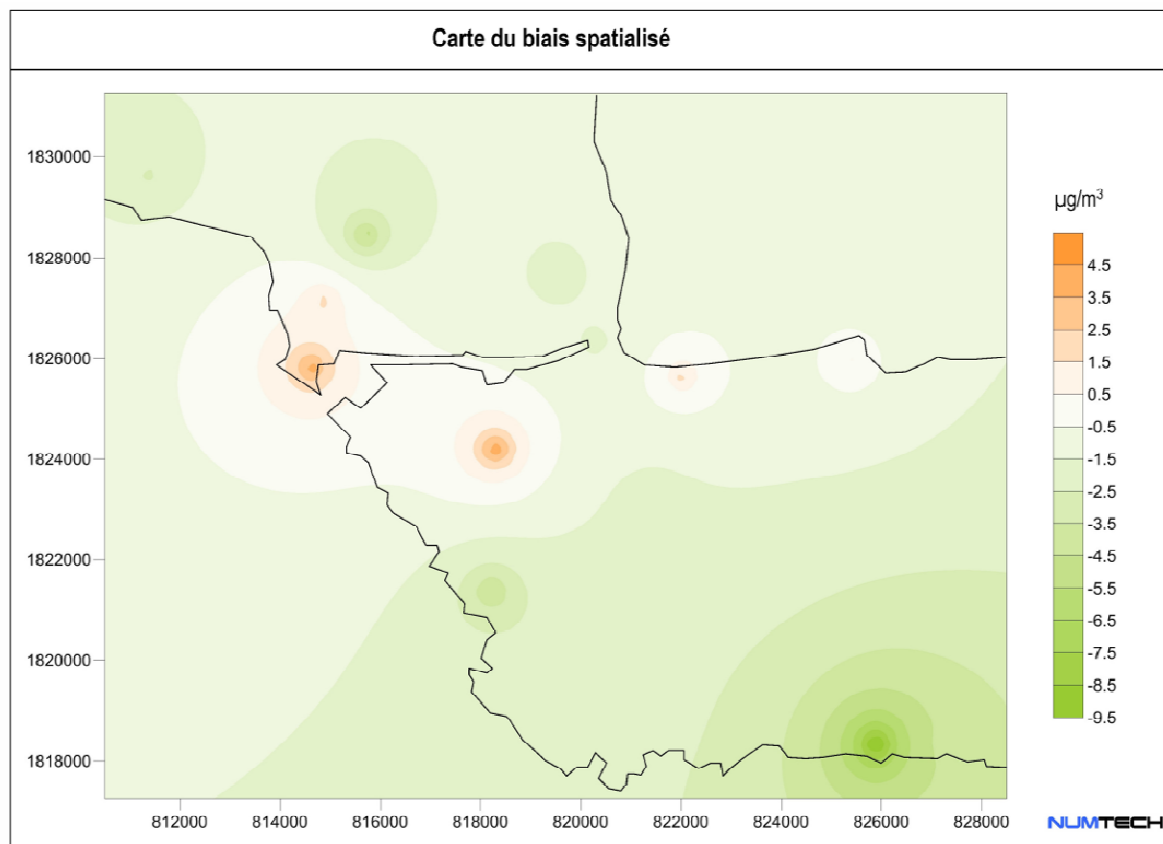
4.3.3 Correction de la modélisation pour le SO₂

Cette partie tente d'apporter des éléments de réponse sur les écarts observés entre les concentrations modélisées et les concentrations mesurées. Pour cela, la méthode dite de **biais spatialisé** a été utilisée sur la globalité du domaine. Elle permet de représenter spatialement pour le SO₂ l'incertitude liée à la modélisation.

La méthode utilisée est détaillée en annexe 12.

La carte de biais ainsi obtenue est la suivante.

Figure 17 : Carte du biais spatialisé



(source : NUMTECH)

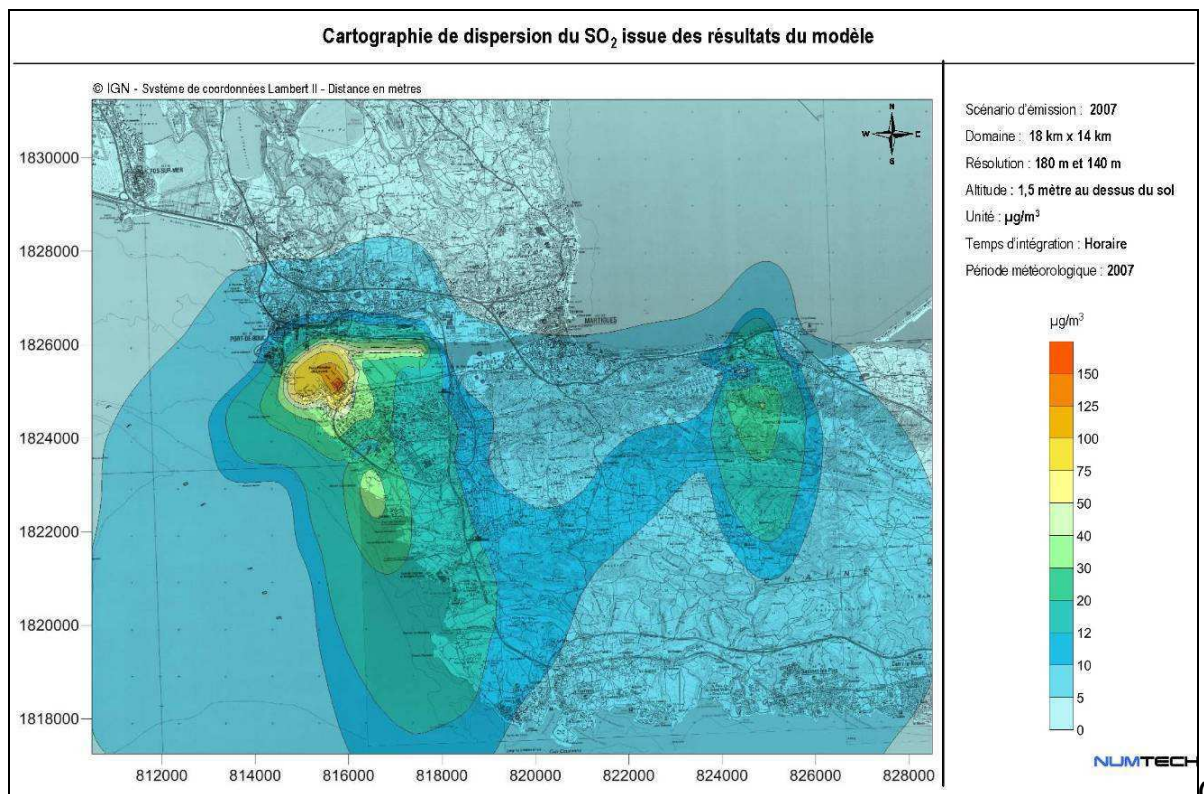
Les zones les plus claires sont celles pour lesquelles la correction appliquée est la plus faible. Les zones en rouge correspondent aux régions où le modèle a tendance à sur-estimer les résultats. Au contraire les zones en vert correspondent aux régions où le modèle a tendance à sous-estimer les résultats.

Cette carte montre que globalement sur le nord du domaine, la correction apportée reste faible. Le modèle sur-estime légèrement les concentrations au niveau des capteurs de Port de Bouc La Lègue, et de Lavéra, c'est à dire au plus près de la zone industrielle de Lavéra. A Port de Bouc La Lègue, cette sur-estimation peut être liée à la contribution du trafic maritime qui peut être légèrement majorée. En effet en ce point, situé à proximité directe du port, la contribution du trafic maritime est élevée (près de 75%). L'incertitude liée aux émissions issues de ce type de source peut être plus élevée dans la mesure où leur quantification repose en partie sur des facteurs théoriques, ou issus de la littérature.

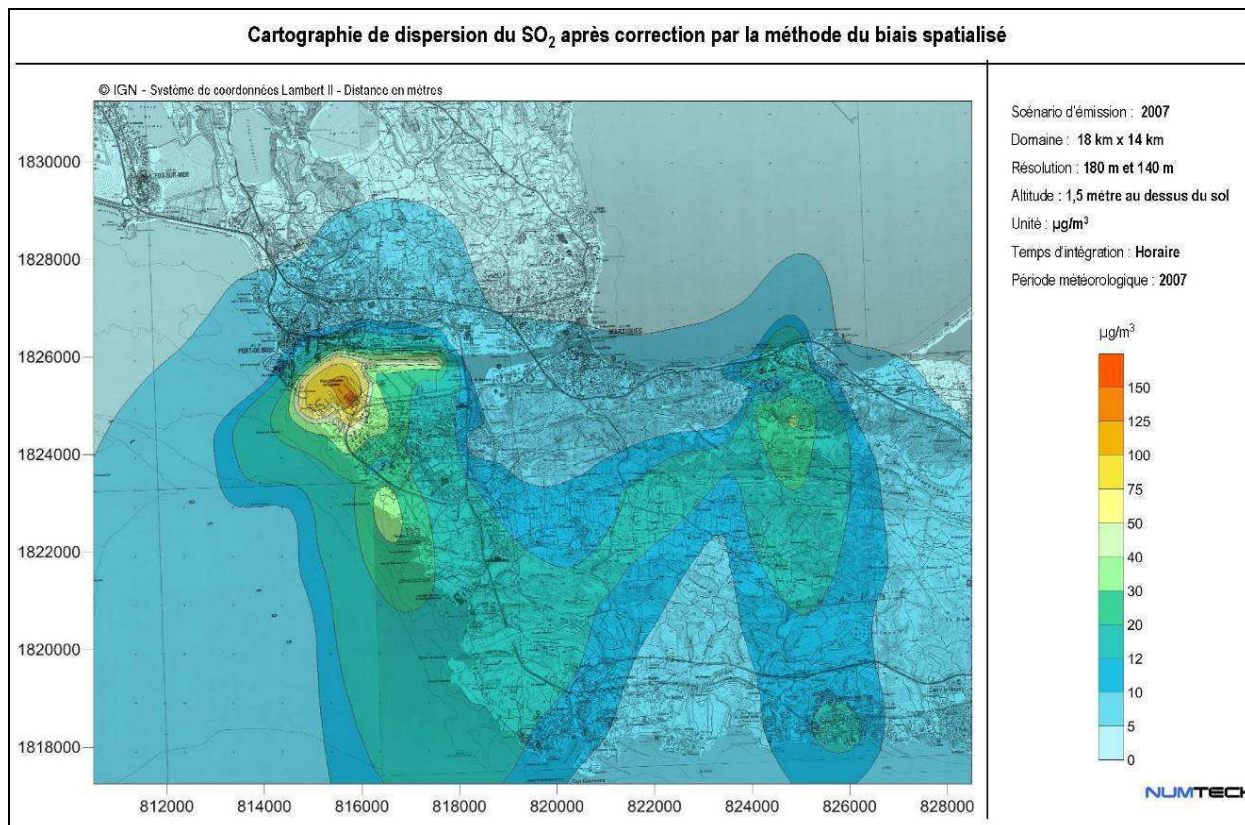
Sur le sud du domaine, les niveaux sont plutôt globalement sous-estimés. Au niveau du capteur de Martigues Ponteau, les résultats montrent que les niveaux élevés mesurés par le capteur sont restitués par le modèle, mais à quelques centaines de mètres de celui-ci. Au capteur de Sausset les Pins, comme évoqué précédemment, il est connu que les niveaux élevés mesurés sont liés à des phénomènes météorologiques complexes que les modèles ont du mal à restituer. Ces incertitudes sont donc liées à la météorologie.

Ainsi, la carte de biais a pu être appliquée comme un masque, sur les concentrations moyennes annuelles simulées pour l'année 2007, afin d'obtenir une nouvelle carte, corrigée. Ces deux cartes sont présentées sur la figure suivante.

Figure 18 : Cartographie de moyenne annuelle du SO₂ sur 2007 avant et après correction par le biais spatialisé



source : NUMTECH)



(source : NUMTECH)

Ce masque n'est pas applicable pour l'ensemble des autres polluants, pour les raisons suivantes :

- les sources ne sont pas toutes localisées au même endroit, et n'émettent pas toutes dans les mêmes proportions. Par exemple, il est nécessaire d'apporter une correction importante aux concentrations simulées au niveau de Sausset les Pins, le modèle ayant des difficultés à restituer les niveaux élevés dus aux panaches transportés depuis la zone industrielle de la Mède. Il serait donc incorrect d'appliquer cette correction aux concentrations issues de sources localisées uniquement au niveau de la zone industrielle de Lavéra.
- les sources ne sont pas toutes de type identique. Le SO₂ est un polluant issu de la combustion, majoritairement émis par de hautes sources canalisées. Les facteurs correctifs liés à ce polluant pourront donc difficilement être appliqués à des substances émises majoritairement par des sources diffuses par exemple.

L'information fournie par le calcul du biais, même si elle n'est pas utilisable directement pour les substances autres que le SO₂ fournit des informations générales intéressantes, qui restent exploitables. Notamment, on peut retenir que les incertitudes liées à la modélisation météorologique identifiées pour le SO₂, resteront vraies pour les autres substances.

On peut également retenir que le modèle a tendance à sous-estimer les niveaux sur le sud du domaine, au niveau de Martigues Ponteau pour les sources localisées sur la zone industrielle de Lavéra, et au niveau de Sausset les Pins, pour les sources localisées sur la zone industrielle de La Mède.

Pour la suite de l'étude, les cartes présentées en SO₂ uniquement tiendront compte de la correction par la carte de biais.

4.4 Caractérisation de la population présente sur le domaine d'étude

4.4.1 Population générale

Les populations concernées par l'évaluation des risques sanitaires liés aux rejets des installations de la ZI sont les populations des zones résidentielles avoisinantes, à savoir : Port de Bouc, Martigues, Sausset-les-Pins et Châteauneuf-les-Martigues (La mède).

A partir des données INSEE (recensement de la population en 2006), nous décrivons les populations en termes d'effectif total, de répartition par tranche d'âge et par sexe.

L'effectif total de la population est de 73 356 habitants et se répartit par commune de la façon suivante :

Tableau 12 : Effectif total de la population et superficie totale

Commune	Population totale	Superficie (hectares)
Martigues	46 318	7 143
La Mède ¹ (Châteauneuf-les-Martigues)	2 231	1 250
Port de Bouc	17 529	1 146
Sausset-les-Pins	7 278	1 210
Carry-le-Rouet	6 342	1 010
TOTAL	79 698	11 759

L'analyse de ce tableau montre que l'environnement du site est de type urbain, densément peuplé avec une densité² d'environ 677 habitants au kilomètre carré.

Le tableau suivant présente, par commune, la répartition en pourcentage de la population totale par tranche d'âge.

Tableau 13 : Répartition en pourcentage de la population totale par tranche d'âge

Commune	0-14 ans	15-29 ans	30-44 ans	45 à 59 ans	60 à 74 ans	>75 ans
Martigues	18%	18%	21%	22%	14%	8%
Châteauneuf-les-Martigues	17%	17%	21%	20%	16%	8%
Port de Bouc	17%	18%	18%	21%	18%	8%
Sausset-les-Pins	15%	14%	20%	24%	19%	8%
Carry-le-Rouet	13%	12%	17%	22%	23%	14%
<i>Moyenne France métropolitaine</i>	<i>18%</i>	<i>19%</i>	<i>21%</i>	<i>20%</i>	<i>13%</i>	<i>9%</i>

¹ Le découpage suivant a été pris en compte : IRIS 105, 106, 107 et l'ilot D001 de l'IRIS102

² Densité moyenne sur les communes. La densité en centre-bourg est donc plus élevée

Ce tableau montre une homogénéité entre les communes en ce qui concerne la répartition par âge. La répartition en fonction des différentes tranches d'âge est homogène et correspond aux moyennes observées en France, avec une légère part de personnes âgées plus importante sur la commune de Carry-le-Rouet.

Le tableau suivant présente, par commune, la répartition de la population totale par sexe.

Tableau 14 : Répartition en pourcentage de la population totale par sexe

Commune	homme	femme
Martigues	49%	51%
Châteauneuf-les-Martigues	49%	51%
Port de Bouc	50%	50%
Sausset-les-Pins	48%	52%
Carry-le-Rouet	48%	52%
<i>Moyenne France métropolitaine</i>	<i>48%</i>	<i>52%</i>

La répartition homme / femme sur la zone est équilibrée et correspond à la moyenne observée en France.

Le tableau suivant présente, par commune, la répartition en pourcentage des populations des résidences principales et secondaires.

Tableau 15 : Répartition en pourcentage des populations des résidences principales et secondaires

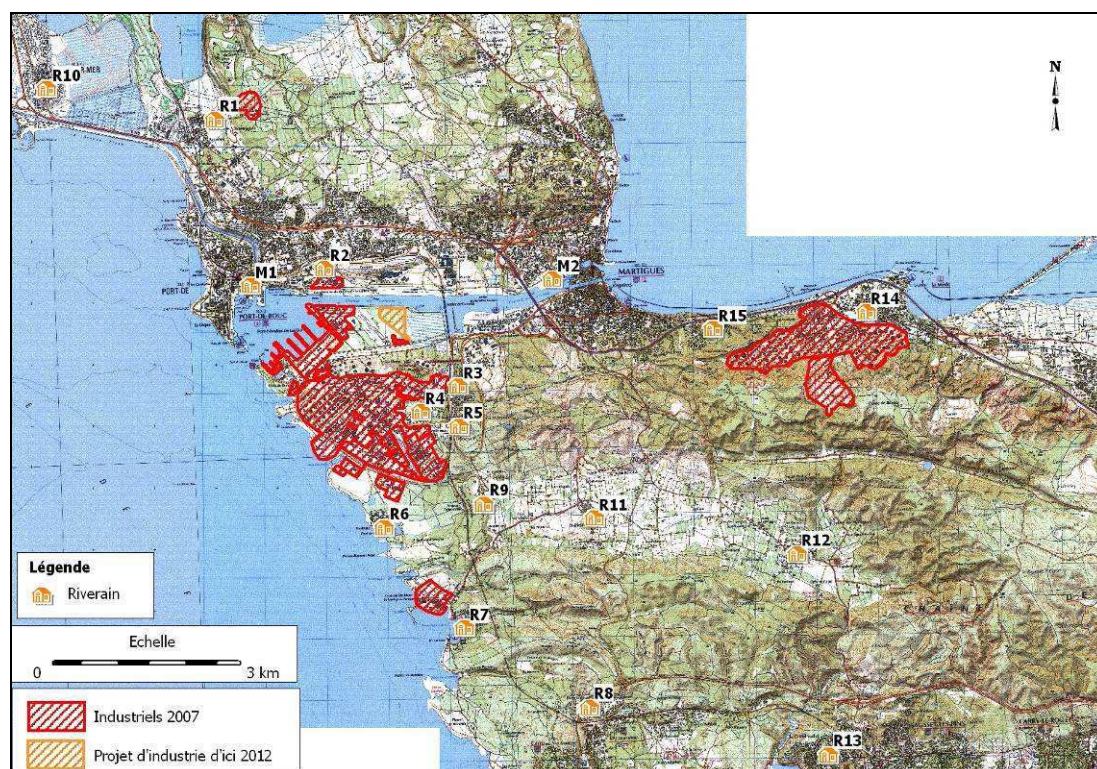
Commune	Résidence	population des résidences principales	population des résidences secondaires et occasionnels
Martigues	22 075	90%	7%
Châteauneuf-les-Martigues	4 897	96%	1%
Port de Bouc	7 446	95%	0,3 %
Sausset-les-Pins	4 900	66%	31%
Carry-le-Rouet	3 616	75%	25%
<i>Moyenne France métropolitaine</i>	<i>31 089 562</i>	<i>83,9</i>	<i>9,9</i>

Pour la majorité des communes on constate un pourcentage de résidence principale égal ou supérieur à 90 %, soit un pourcentage supérieur à ce qui est observé de façon moyenne en France. Cependant pour les villes de Sausset-les-Pins et de Carry-le-Rouet, il existe un taux de résidence secondaire assez élevé, de l'ordre de 30%.

Ces données seront utiles pour définir les scénarios d'exposition.

Les populations les plus exposées correspondent aux habitations les plus proches des installations. Ainsi, une quinzaine d'habitations non exhaustives (riverains les plus proches et centre ville¹) ont été identifiées et font l'objet de calcul spécifiques. Ces habitations sont présentées sur la figure suivante.

¹ Les deux habitations centre ville ont été positionnées au niveau de la mairie de Martigues (M2) et de la mairie de Port de Bouc (M1)

Figure 19 : Localisation des riverains

4.4.2 Localisation d'établissements spécifiques

Le tableau suivant établit la liste des établissements situés à proximité de la ZI de Lavéra-La Mède pouvant recevoir des populations dites « sensibles » (compte tenu de leur âge et de leur état de santé) à savoir écoles maternelles et primaires, crèches, maisons de retraite et établissements de santé.

Tableau 16 : Nombre d'établissements pouvant recevoir des populations sensibles

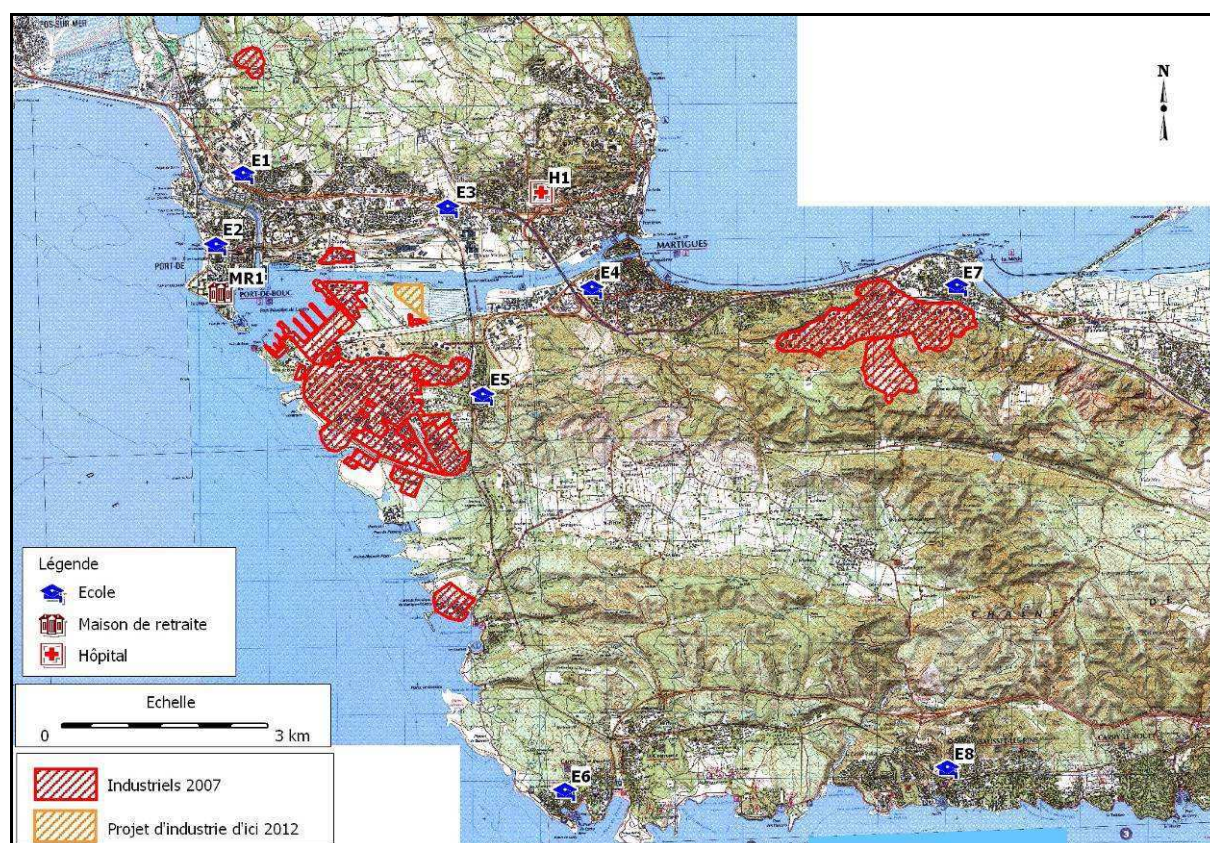
Commune	Ecoles	Crèches	Maisons de retraite	Etablissements de santé
Martigues	15	7	3	4
Châteauneuf-les-Martigues (La mède)	3	-	-	-
Port de Bouc	11	3	1	2
Sausset-les-Pins	2	2	-	-

Parmi ces ERP, 10 établissements accueillant du public ont été retenus pour faire l'objet de calculs spécifiques. Elles sont présentées dans le tableau et sur la figure suivante.

Tableau 17 : Liste des ERP retenus pour la suite de l'étude

Type de récepteur	Numéro	Nom	Ville	Coordonnées Lambert II	
				X	Y
Ecole	E1	Ecole maternelle et primaire Marcel Pagnol	Port de Bouc	814 778	1 827 467
	E2	Ecole primaire Anatole France	Port de Bouc	814 371	1 826 410
	E3	Groupe scolaire de Sainte Croix	Martigues	817 819	1 826 973
	E4	Groupe scolaire A.Tourrel	Martigues	819 956	1 825 771
	E5	Groupe scolaire Lavéra	Martigues	818 341	1 824 182
	E6	Ecole primaire de Carro	Martigues - La Couronne	819 562	1 818 297
	E7	Ecole	La mède	825 380	1 825 796
	E8	Ecole primaire de Sausset	Sausset les Pins	825 245	1 818 639
Hôpital	H1	Centre hospitalier de Martigues	Martigues	819 210	1 827 181
Maison de retraite	MR1	Résidence La Presqu'île	Port de Bouc	814 449	1 825 709

Figure 20 : Localisation des ERP



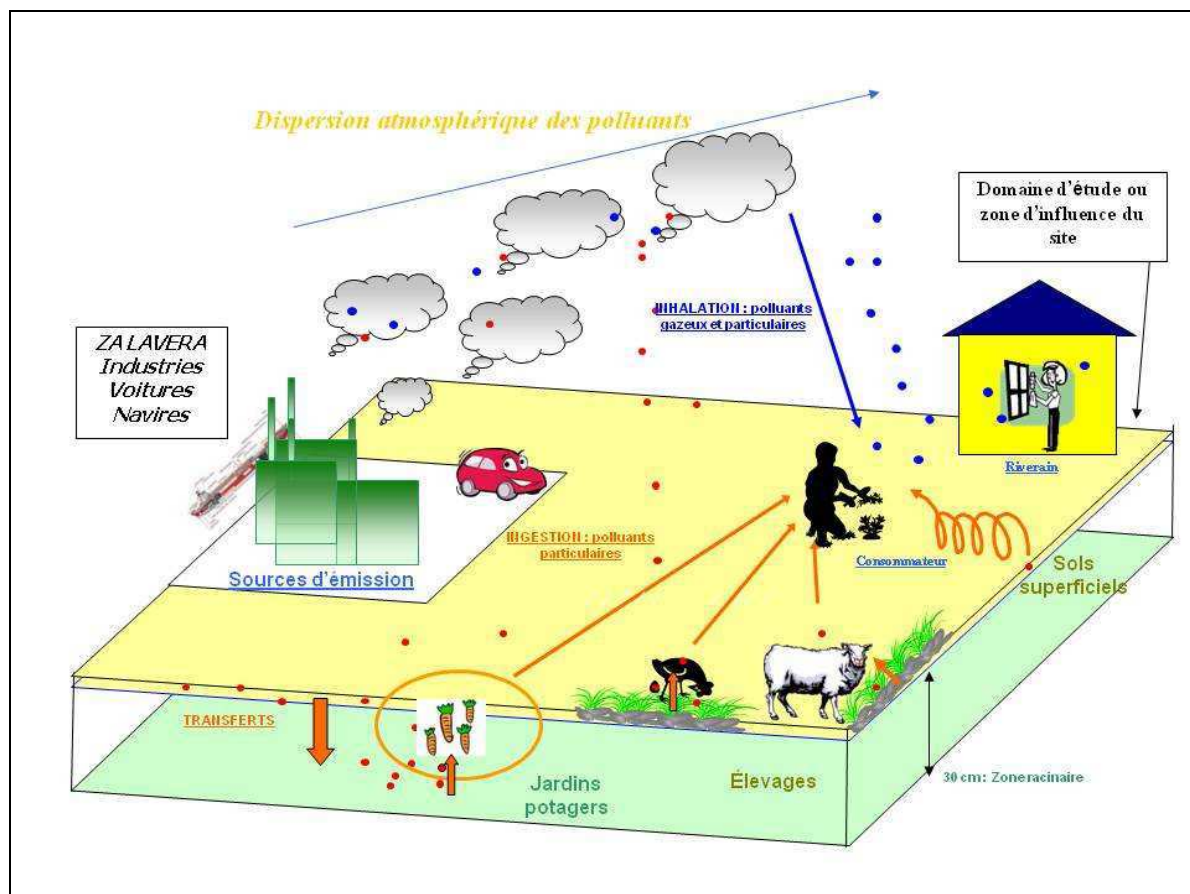
4.5 Schéma conceptuel de l'exposition

Un risque est défini par :

- 1 une source de contamination,
- 2 un vecteur de transfert de la contamination,
- 3 un milieu d'exposition,
- 4 une cible.

Si l'un de ces éléments n'existe pas, alors aucun risque n'est caractérisable.

Figure 21 : Schéma conceptuel de l'exposition



L'évaluation porte sur les risques pour les populations humaines, **exposées de façon chronique** aux émissions atmosphériques gazeuses et particulaires du site. Le transfert des polluants de la source vers la cible (l'homme) est direct pour la voie inhalation, le vecteur de propagation étant l'air et indirect pour la voie ingestion, le vecteur étant le sol et/ou les végétaux et matrices animales.

Dans l'étude d'impact, l'accent est mis sur l'évaluation du risque chronique lié à une exposition à long terme et à faible dose. Les **effets chroniques** correspondent à des troubles en rapport avec une exposition prolongée à une dose non létale. Ils surviennent en général avec un temps de latence qui peut atteindre plusieurs mois, voire même des décennies et sont habituellement irréversibles en l'absence de traitement.

Concernant les rejets aqueux des industriels, les lieux de rejets sont mentionnés dans le tableau ci-après :

Tableau 18 : Détail des émissions aqueuses

Lieu de déversement	Site industriel
Anse d'Auguette	Naphtachimie
canal de Caronte	AZUR CHIMIE
	BIOCAR
canal de Marseille au Rhône	TOTAL La Mède
	GAZECHIM
Lagune se déversant vers bassin d'infiltration	APPRYL
mer	ARKEMA LAVERA
	EDF - Centrale électrique de Ponteau
	GPMM
	HUNTSMAN
	INEOS
	OXOCHIMIE
ruisseau Saint-Jean	AZUR CHIMIE
Station Epuration NAPHTACHIMIE	AIR LIQUIDE / SMR Lavéra

14 sites industriels sur les 19 considérés ont des rejets aqueux dans le milieu naturel. Ces rejets interviennent après passage par des stations d'épuration chimiques ou biologique. Six de ces sites rejettent ensuite directement au niveau de la mer ; ce qui représentent 31 % des rejets totaux répertoriés.

Les scénarios d'exposition non retenus sont les suivants :

➤ **Exposition par ingestion d'eau de baignade,**

La baignade est interdite dans le canal de Caronte.

Aucun usage particulier, comme la baignade, n'est recensé parmi les réservoirs d'eau superficielles à savoir : les étangs de l'Estomac, d'Engrenier et du Pourra.

Sur le domaine d'étude, plusieurs plages sont répertoriées sur les communes de Fos-sur-Mer, Port-de-Bouc, Martigues et Sausset-les-Pins.

Conformément aux dispositions de la loi littorale et selon la directive 2006/7/CE, des contrôles sanitaires sont régulièrement assurés par l'ARS sur les zones de baignades aménagées. Les eaux de baignades sont considérées pour moitié de bonnes qualités donc conformes aux critères sanitaires et pour une autre moitié de moyenne qualité.

Cependant, nous ne disposons pas d'informations en termes de substances chimiques au niveau de ces eaux de baignade et par conséquent sur la part relative aux industriels pour estimer l'exposition des populations. Compte tenu des objectifs de l'étude qui visent à définir les niveaux de risque associés aux rejets de la zone industrielle, la voie d'exposition **par ingestion d'eau de baignade ne peut être prise en compte**. Il est toutefois à noter que l'exposition par ingestion d'eau de baignade est généralement considérée comme **une voie d'exposition mineure** compte tenu des temps d'exposition réduits et de la faible quantité d'eau ingérée.

➤ **Exposition par ingestion d'eau de consommation,**

L'aquifère principal au niveau de la zone de Lavéra est un aquifère calcaire du crétacé. Des tests effectués au Sud-Est de la Raffinerie INEOS ont montré que l'eau s'y écoule préférentiellement vers la méditerranée. Le débit naturel est variable selon le degré de fissuration du calcaire.

L'utilisation de cette eau en aval des industriels est par conséquent limitée du fait de la proximité de la mer. A cela s'ajoute également une salinité de l'eau non négligeable qui limite l'utilisation de cette nappe en aval des industriels.

Il existe au droit de la zone industrielle de La Mède trois aquifères différents :

- les calcaires gréseux du Cénomarien-Turonien,
- les calcaires bédouliens,
- les éboulis sablo-graveleux.

L'écoulement des trois nappes s'effectuent vers le Nord, en direction de l'étang de Berre. L'utilisation de cette eau en aval des industriels est par conséquent limitée du fait de la proximité de l'étang.

Enfin, l'alimentation en eau potable des villes du domaine d'étude est relativement éloigné des zones industrielles. Le captage AEP de la ville de Port de Bouc est situé dans la plaine de la Crau, à 15 km de la ville, et l'eau sur la commune de Martigues est prélevée à partir du canal de Martigues (branche du canal de Provence).

Ainsi, sur la base des ces éléments, **la voie d'exposition par ingestion d'eau de consommation peut être écartée.**

➤ **Exposition par ingestion de végétaux, arrosé par l'eau d'un puits contaminé,**

Un recensement exact des puits sur le domaine d'étude est très difficile à réaliser du fait du faible nombre de déclarations disponibles et de l'étendue de la zone d'étude. La majorité des puits déclarés correspondent à des puits à usage industriel.

De plus, les puits sont alimentés à partir des mêmes nappes que celles alimentant les captages AEP et notamment à partir du canal de Martigues (branche du canal de Provence).

Compte tenu du contexte hydrogéologique sur la zone, l'arrosage des jardins potagers à partir des puits en aval hydraulique des deux zones industrielles n'est pas retenue comme voie d'exposition possible.

Il ne sera donc **pas envisagé de scénario** relatif à l'exposition par **ingestion de végétaux, arrosé par l'eau d'un puits** des populations résidant sur le domaine d'étude.

➤ **Exposition par ingestion de poissons**

En principe, la pêche par bateau sur le canal de Caronte et dans le canal d'Arles à Bouc n'est pas autorisée. On rencontre néanmoins des pêcheurs occasionnels sur la côte.

La pêche est autorisée sur l'étang de Berre, mais pas dans l'étang de Bolmon.

Sur le littoral, la pêche est très pratiquée sous toutes ses formes (professionnels, amateurs en bordure de littoral ou sur de petites embarcations).

Dans le cadre du projet RINBIO en 2000, l'IFREMER a réalisé une campagne de mesures multi-polluants sur des stations artificielles de moules, très bons bioaccumulateurs des polluants présents dans l'eau. Cette étude a porté sur une petite centaine de stations en méditerranée, notamment deux sur la zone des Ponteau et à Carry-le-Rouet.

Les résultats de cette étude montrent que les concentrations des différents polluants dans les moules sur ces deux stations sont du même ordre de grandeur que les autres stations de méditerranée. Les résultats sont présentés en annexe 28. L'influence directe de la zone industrielle n'est pas identifiée.

Par conséquent, compte tenu des objectifs de l'étude qui visent à définir les niveaux de risque associés à la zone industrielle, **la voie d'exposition par ingestion de poissons ne sera pas retenue pour la suite de l'étude.**

4.5.1 Enjeux

Compte tenu de l'environnement du site, nous prenons comme cibles :

- la population résidant dans la zone d'influence de la ZI,
- la population sensible dans la zone d'influence de la ZI,
- les consommateurs de produits potagers dont les jardins sont situés dans la zone d'influence de la ZI,
- les consommateurs d'œufs, volailles ou moutons élevés dans la zone d'influence de la ZI.

Les cibles à considérer sont les **enfants** et les **adultes** résidant dans les logements.

4.5.2 Temps d'exposition

La durée d'exposition (T) sera prise égale :

- à 7 ans pour le petit enfant (d'âge = 7 ans),
- à 11 ans pour l'enfant (d'âge compris entre 7 et 18 ans)
- à 30 ans pour une vie adulte, durée correspondant au 90^{ème} percentile de la distribution des durées de résidence, en France, d'après les abonnements à EDF,
- à 30 ans sur une vie entière dont 7 ans d'exposition vie petit enfant, 11 ans d'exposition vie enfant et 12 ans d'exposition vie adulte.

Les enfants et les adultes sont considérés comme présents 24h/jour à leur domicile, 365 jours par an, dans une approche majorante.

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 sans seuil quelque soit la cible considérée,
- I (correspondant à durée d'exposition) pour les effets toxiques à seuil quelque soit la cible considérée.

Comme nous ne disposons pas d'information pertinente sur le transfert des polluants de l'air extérieur vers l'air intérieur où des populations citadines passent l'essentiel de leur temps, 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.

4.5.3 Voies d'exposition

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 s'adsorbant sur les particules (HAP, dioxines, métaux), les effets pertinents correspondent à des expositions par inhalation et par ingestion directe et indirecte :

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 62

- Pour les composés particuliers, l'exposition par inhalation s'ajoute à l'ingestion lorsque les particules sont « inhalables », c'est-à-dire que le diamètre des polluants particuliers est inférieur à 10 µm,
- De plus, pour les polluants s'adsorbant sur les particules (HAP, dioxines, métaux), l'exposition peut être indirecte via la bioaccumulation des polluants dans les plantes lors des transferts sols-plantes,
- Pour les dioxines qui se bio-accumulent tout particulièrement dans les graisses animales, l'exposition peut être indirecte également via l'ingestion de viande ou d'œufs.

Ainsi, les voies d'exposition des populations identifiées sont :

- **l'inhalation :**
- **l'ingestion :**
 - o de sol et de poussière ;
 - o de légumes et fruits ;
Les habitants des communes situées dans la zone d'influence des retombées du panache sont susceptibles d'avoir des jardins potagers.
 - o de viande de mouton, de volailles et d'œufs ;
Des élevages de mouton sont présents sur la plaine de St Pierre/St Julien.
Quelques éleveurs de volailles ont été identifiés sur les communes de Martigues, Châteauneuf les Martigues et Port de Bouc. Il n'est pas exclu que la population de Sausset-les-Pins dispose ponctuellement de poulaillers privés.

Ainsi, les voies d'exposition retenues sont les suivantes :

- Exposition par inhalation de l'air contaminé par les émissions de polluants atmosphériques,
- Exposition par ingestion de sol et particules contaminés par les retombées atmosphériques des émissions du site,
- Exposition par ingestion de végétaux, contaminés par transfert de la pollution du sol,
- Exposition par ingestion de viande de mouton, de volailles et d'œufs contaminés par les dioxines.

4.5.4 Scénario d'exposition

Les scénarios d'exposition pris en compte dans cette étude sont les suivants :

Scénario « population sensible »

Les cibles à considérer sont les enfants et les adultes allant à l'école, dans un établissement de santé ou dans une maison de retraite. On retiendra, dans une approche majorante, une exposition de 365 jours/an, 24h/jour.

Ces cibles sont exposés par **inhalation aux polluants gazeux**. Ils peuvent également être exposés aux polluants particuliers par **ingestion de sol superficiel** en raison de la présence d'espaces verts.

Scénario « habitations »

Les cibles à considérer sont des enfants et des adultes résidant dans les logements. Ces cibles sont considérées comme présentes 24h/jour à leur domicile, 365 jours par an, dans une approche majorante.

On considérera que les enfants et les adultes sont exposés par **inhalation aux polluants gazeux** et particulaires. Ils peuvent également être exposés aux polluants particulaires par **ingestion de sol superficiel, ingestion de végétaux et ingestion de viande de mouton, de volaille et d'œuf**.

Le tableau suivant récapitule les scénarios d'exposition pris en compte :

Tableau 19 : Scénarios d'exposition retenus

	Scénario « habitation »	Scénario « population sensible »
Inhalation de l'air contaminé par les émissions de polluants atmosphériques	X (adulte / enfant)	X (adulte / enfant)
Ingestion de sol superficiel contaminé par les retombées atmosphériques des émissions de la ZI,	X (adulte / enfant)	X (adulte / enfant)
Ingestion de végétaux, contaminés par transfert de la pollution du sol.	X (adulte / enfant)	-
Ingestion de produits d'animaux élevés localement par transfert de la pollution dans la chaîne alimentaire à savoir : Viande de mouton, Viande de Volailles, Œufs.	X (adulte / enfant)	-

5 Phase 3 : Caractérisation des dangers

5.1 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 fréquence d'exposition, de la durée, de la voie d'exposition de l'organisme humain et surtout de la concentration de ce composé au contact de l'organisme.

Les **effets chroniques** correspondent à des troubles en rapport avec une exposition prolongée à une faible dose (non létale). Ils surviennent en général avec un temps de latence qui peut atteindre plusieurs mois, voire même des décennies et sont habituellement irréversibles en l'absence de traitement. Tous les modes d'exposition seront traités en **effets chroniques**, correspondant à de longues durées d'exposition (supérieures à 7 ans pour l'US-EPA et supérieures à 1 an pour l'ATSDR).

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

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

Les phrases de risques des substances sont présentées en préambule ainsi que les symboles¹ (T, F, Xn, Xi, N) qui les représentent. Ces phrases de risques sont liées au classement établi par l'Union Européenne. Le classement établi au sein de l'Union Européenne (ECB) par confrontation des avis d'experts, de tous les pays membres, a une portée beaucoup plus générale que les fiches de sécurité, qui reprennent seulement ces classements pour définir les conditions de sécurité sur les lieux de travail.

Classification en termes de cancérogénicité

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

¹ T = toxique, F = facilement inflammable, Xn = Nocif, Xi = Irritant, N = Dangereux pour l'environnement

Classification en termes de mutagénicité

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

Classification en termes d'effets reprotoxiques

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

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

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

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

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

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

5.2 Relations dose-effet/dose-réponse

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

La relation entre une dose et son effet est représentée par une grandeur numérique appelée Valeur Toxicologique de Référence (VTR). Etablies par diverses instances internationales ou nationales¹ sur l'analyse des connaissances toxicologiques animales et épidémiologiques, ces VTR sont une appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques établissant une relation quantitative entre une dose et un effet (toxiques à seuil de dose) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxiques sans seuil de dose).

Selon les mécanismes toxicologiques en jeu et pour des expositions chroniques, deux grands types d'effets sanitaires peuvent être distingués : **les effets à seuil** de dose (effets non cancérogènes et effets cancérogènes à seuil² et **les effets sans seuil** de dose (substances cancérogènes génotoxiques). 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), l'ANSES regroupant désormais l'Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail (AFSSET) et l'AFSSA (Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation) peuvent également produire des VTR.

² Cancérogènes non génotoxiques

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

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

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

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

Pour les effets à seuil de dose,, les VTR sont exprimées en mg/kg/j pour l'ingestion et l'absorption cutanée 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)
- DJA (Dose journalière admissible – France)
- CT (Concentration tolérable – France)

En France, la dénomination retenue par l'AFSSET pour l'ensemble de ses valeurs est la dénomination générique « VTR » (Valeur Toxicologique de Référence).

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

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

5.2.1 Organismes consultés pour la recherche de VTR

Les bases de données consultées pour la recherche des VTR sont les suivantes :

- **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).

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

- **OMS** (Organisation Mondiale de la Santé – Bureau régional de l'Europe).

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

- **Health Canada = 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 Californie – Etat Unis) qui établit également ces propres VTR. L'OEHHA se base souvent sur les mêmes études que l'US EPA mais les VTR sont souvent plus conservatoires.

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

En France, **l'AFSSET**¹ (devenue ANSES² depuis son regroupement avec l'AFFSA³) a pour mission de contribuer à assurer la sécurité sanitaire dans le domaine de l'environnement et du travail et d'évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter. Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque. Dans le cadre du PNSE⁴, l'AFSSET s'est auto-saisie en 2003 pour proposer une méthode de construction de valeurs toxicologiques de référence fondées sur des effets reprotoxiques. Dans le cadre du Plan Cancer 2004, ces travaux ont été élargis à la construction de VTR fondées sur des effets cancérogènes. Le 25 juillet 2007, l'AFSSET s'est vu confiée la mission de construction de VTR par ses ministères de tutelle.

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

- **TERA** (toxicology excellence for risk assessment), base de données **de ITER** (International Toxicity Estimates for Risk Database), établit une synthèse des données toxicologiques issues des autres bases de données.
- **INERIS** (Institut National de l'Environnement Industriel et des risques - France), établit des fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques qui synthétisent notamment l'ensemble des données toxicologiques issues des autres bases de données - à l'heure actuelle ce programme contient une cinquantaine de fiches mais l'INERIS ne préconise aucun choix en terme de VTR.

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 AFFSA : Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation

⁴ PNSE : Plan National Santé environnement

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

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

5.2.2 Critères de choix des VTR

Pour chaque substance sélectionnée dans le cadre de cette étude, une description des différentes VTR actuellement disponibles est donnée.

Pour chacune des substances, il est systématiquement pris en compte les effets sans seuil et les effets à seuil, lorsqu'ils existent.

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

En complément à ce document de référence, pour chaque substance, les différentes VTR actuellement disponibles ont été 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 est également prise en compte (protocole, taille de l'échantillon, ...),
- les valeurs représentatives issues d'organismes reconnus (européens ou autres) comme l'US-EPA (IRIS), l'OMS ou l'ATSDR seront privilégiées par rapport aux organismes comme le RIVM, l'OEHHA ou Santé Canada,
- les modes de calcul (degré de transparence dans l'établissement de la VTR) et les facteurs de sécurité appliqués constituent également un critère de choix.

5.3 Autres valeurs de comparaison utilisées

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

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

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

5.3.1 Valeurs réglementaires

Le code de l'environnement , Livre II Titre II Chapitre Ier : Surveillance de la qualité de l'air et information du public, définit des valeurs réglementaires pour la France. Celles-ci sont établies pour l'air atmosphérique extérieur, pour des durées d'exposition (3h, 24h ou vie entière) et sur la base de moyennes horaires, journalières ou annuelles.

Elles regroupent des :

- objectifs de qualité : niveau de concentration fixé à atteindre pour une date donnée afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine ou de l'environnement des effets nocifs de ces substances ;
- valeurs limites : niveau maximal dans l'atmosphère à ne pas dépasser pour éviter, prévenir ou réduire les effets nocifs de ces substances ;
- valeurs cibles : niveau de concentration fixé pour éviter, prévenir ou réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou l'environnement de ces substances ;
- seuils de recommandation et d'information : valeurs au-delà desquelles les substances ont des effets limités et transitoires sur la santé des populations sensibles ;
- seuils d'alerte : niveau de concentration au-delà duquel une exposition de courte durée peut générer des effets sur la santé. En cas de dépassement de ces seuils des mesures d'urgence doivent être prises.

Un nombre très limité de substances fait actuellement l'objet de ces valeurs réglementaires, il s'agit du benzène, du dioxyde d'azote, du dioxyde de soufre, de l'ozone, du monoxyde de carbone, des particules et du plomb.

Dans un futur proche, les limites de qualité de la directive européenne 2004/107/CE devront être transposées en droit français. Ces limites concernent les formes particulières de l'arsenic, du cadmium, du nickel et du benzo(a)pyrène.

5.3.2 Valeurs guides

Les valeurs guides peuvent porter sur le milieu eau, air, sol et alimentaire (faune, flore). Dans le présent paragraphe ne sont présentées que les valeurs guides pour le milieu air.

Les valeurs, présentes dans ces guides, bien que reposant sur des critères sanitaires sont considérées comme des valeurs de gestion, et ne constituent pas, stricto sensu, des valeurs toxicologiques de référence.

OMS

Le bureau Europe de l'Organisation Mondiale de la Santé a publié en 2005 un document intitulé « Air Quality Guidelines in Europe » [WHO 2005], mise à jour du même document de 2000, dans lequel figure des valeurs guides pour la qualité de l'air.

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

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

HCSP

Le Haut Conseil de la Santé Publique (HCSP) est une instance d'expertise scientifique et technique, placée auprès du ministre chargé de la santé, qui reprend les missions du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF). Cette instance a un rôle d'évaluation et de gestion des risques pour la santé de l'homme. Le HCSP peut être consulté lorsque se posent des problèmes sanitaires. Les avis et les recommandations émis par le CSHPF constituent une base essentielle à la prise de décision en santé publique et peuvent également servir d'appui à l'élaboration de textes réglementaires.

Les avis et rapports du HCSP sont consultables sur le site suivant : <http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/cshpf/cs2.htm>.

5.3.3 Les valeurs limites du code du travail

Ces valeurs qui sont des valeurs de gestion sont utilisées dans le domaine du travail (par exemple au sein d'une ICPE).

En dehors des ICPE, en derniers recours et en absence totale de VTR et d'autres valeurs guide dans la littérature, l'utilisation de valeurs limites en milieu professionnel (Valeurs Limites d'Exposition Professionnelle : VLEP) permet une intégration de la substance à l'étude d'impact.

En effet, lorsque la substance présente un potentiel toxique avéré mais que l'on ne dispose pas de valeur repère, un niveau d'exposition peut toutefois être mesuré. Il peut alors être pertinent de comparer cette exposition à d'autres valeurs d'exposition que les VTR, à savoir celles définies comme valeurs limites en milieu professionnel. Les valeurs limites d'exposition en milieu de travail, établies pour protéger les travailleurs, sont des valeurs de référence qui fournissent des repères chiffrés d'appréciation de la qualité de l'air de ces lieux.

Il est important de noter que les VLEP ne garantissent pas l'absence d'effet sur la santé et doivent être considérées comme des objectifs minimaux. En effet, l'INRS définit les VLEP d'un composé chimique comme « la concentration dans l'air que peut respirer une personne pendant un temps déterminé sans risque d'altération pour sa santé, même si des modifications physiologiques réversibles sont parfois tolérées ». De plus, il est communément admis que la fixation des VLEP intègre non seulement des critères scientifiques et techniques, mais également sociaux et économiques voir psychologiques.

Conformément à la circulaire DGS de mai 2006, aucune quantification du risque ne sera réalisée en se basant sur ces valeurs, construites pour une situation professionnelle et ne s'adaptant pas à une population non professionnelle dont la structure est totalement différente (présence d'enfants et de populations fragiles).

Ces niveaux ou valeurs limites d'exposition professionnelles (VLEP) sont :

- soit des valeurs limites indicatives : Ces valeurs seront progressivement remplacées par des valeurs limites réglementaires indicatives ou contraignantes
- soit des valeurs limites réglementaires (VR) :
 - o indicatives (VRI) : elles sont fixées par arrêté en application de l'article R232-5-5 du code du travail. L'arrêté du 30 juin 2004 modifié par l'arrêté du 9 février 2006 donne une première liste de valeurs limites réglementaires indicatives en transposant la directive 2000/39/CE.
 - o contraignantes (VRC). Ces valeurs ont un statut différent, en ce sens qu'elles ont fait l'objet de décrets en conseil d'état et intégrées à l'article R. 4412-149 du Code du travail : poussières, amiante, benzène, chlorure de vinyle, plomb, quartz, etc...
- Soit des valeurs limites recommandées par la caisse nationale d'assurance maladie des travailleurs salariés (CNAMTS). Ces valeurs ont été adoptées par un comité technique national (CTN) ou par le comité central de coordination (CCC). Elles concernent le benzo(a)pyrène et l' α -phenylindole.

Lorsqu'ils existent des éléments scientifiques établissant que les effets sur l'organisme de différentes substances peuvent être similaires (notamment lors de l'exposition simultanée à des vapeurs de solvants), on devra utiliser conventionnellement la formule de sommation des concentrations.

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 72

5.4 Choix des traceurs de risque

5.4.1 Méthodologie

Lors de l'émission d'un mélange de composés chimiques à l'atmosphère, il est possible d'effectuer une sélection d'un nombre limité de substances et de réaliser l'évaluation quantitative du risque sanitaire sur ces substances choisies. La philosophie de la démarche implique donc un choix de « traceurs du risque sanitaire » parmi la liste, la plus complète possible, des substances émises. La prise en compte de ces traceurs et non de la liste complète de substance permet toutefois de conclure quant à l'acceptabilité ou non des risques. On entend par polluants « traceurs » les substances qui font l'objet d'une évaluation quantitative de l'exposition et du risque (Guide méthodologique pour l'évaluation du risque sanitaire, 2003).

Ce choix de « traceur » peut être basé sur:

- les quantités émises à l'atmosphère,
- la toxicité des composés,
- l'existence de valeur toxicologique de référence, de valeur guide ou de valeur d'exposition en milieu professionnel
- l'existence de voies de contamination pertinentes,
- la spécificité du produit par rapport à l'activité du site.

Dans un premier temps, l'étude des dangers nous a permis d'écarter:

- les substances considérées comme non toxiques dans les bases de données consultées,
- Les composés pour lesquels aucune information toxicologique n'a été retrouvée dans les bases de données, pour lesquelles il n'existe pas de phrase de risque et pour lesquelles il n'y a pas de valeurs repère disponibles pour la voie d'exposition considérée,

Le tableau ci-dessous présentent ces substances non retenues ainsi que leur flux.

Tableau 20 : Substances non retenues d'après l'étude de dangers

Polluants	2007	2012	Polluants	2007	2012
	Flux (kg/an)	Flux (kg/an)		Flux (kg/an)	Flux (kg/an)
1,3 bromochloropropane	8	9	Isobutanol	4 099	4 098
2 Ethylhexanol	2 379	2 379	Iso-Butyraldéhyde	4 892	4 892
2-méthyl-4-pentanone	738	130	Isopropanol	94	94
Acétate de glycol	2 190	2 190	Isopropylbenzène	2 423	426
Alpha-pinène	307	54	Isopropyltoluène	610	107
Amines en solution	324	324	Limonène	2 232	392
bromure de n-propyle	29	33	Méthylbutène 2	172	160
Butanol	7 301	7 300	N méthyl pyrrolidone	746	746
Butyraldéhyde	6 680	6 680	PIB	167	167
Camphène	45	8	Polyéthanolamine	12 050	12 050
Chloropropane	16	3	Propane	2 068	1 293
Décane	2 780	489	R 125	413	200
Diéthylène glycole	6 920	6 920	R 143-a	422	200
Dodécane	53	9	Tellure	22	22
ETBE	20 980	20 980	Terpinène	88	15
Ethane	4 841	4 841	Thallium	13	13
Ethène	68 035	31 378	Trimères (C12)	587	587
Ethylpropylacroléine	1 174	1 174	Triméthylsilanol	61	10
HBr	69	0,23	Undécane	1 361	239
Hexadécane	1	0,14			

Concernant le dioxyde de carbone (CO₂) et le méthane (CH₄), il est considéré que les caractéristiques de ces rejets sont telles qu'ils n'ont pas d'effets toxiques directs (en exposition chronique ou aigue) sur la santé humaine. Ils contribuent à l'effet de serre, mais cette problématique ne fait pas partie de la présente étude.

Pour tous les autres polluants, nous avons effectué un choix de « traceurs du risque » en comparant les substances entre elles. Pour cela, nous avons tenu compte à la fois des quantités émises (en flux annuel) et de la toxicité des composés. Nous avons alors estimé un « ratio brut » pour les substances « à seuil » de la façon suivante :

$$\text{Ratio brut} = \text{Flux Annuel} / \text{VTR}$$

Comme toutes les substances ne disposent pas forcément de valeur toxicologique de référence reconnues par un organisme compétant, mais qu'il existe des valeurs guides ou des valeurs moyenne d'exposition en milieu professionnel les concernant pour lesquels des effets sont reconnus, nous avons choisi de garder ces substances dans le calcul des « ratios bruts » en réalisant par défaut, pour une substance ne disposant pas de VTR le calcul suivant :

$$\text{Ratio brut} = \text{Flux Annuel} / \text{VG}$$

Puis, par défaut de valeur guide :

$$\text{Ratio brut} = \text{Flux Annuel} / \text{VME}$$

En aucun cas, cette VME¹ ne sera dérivée en VT_{vlep}², conformément aux recommandations de la DGS.

Par ailleurs et toujours conformément à la circulaire DGS, aucun calcul de risque ne sera réalisé en tenant compte de valeur guide ou de VME.

On retiendra, par voie d'exposition, **toutes les substances dont le ratio est ≥ 1% du ratio max**, pour l'ensemble des voies d'exposition potentielles. 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 (notamment la 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).

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. Nous avons alors calculé un ratio brut (Flux/VTRo) pour la voie d'exposition par ingestion. Nous avons retenu, toutes les substances dont le ratio est supérieur ou égal à 1% du ratio max.

Par soucis de cohérence, lorsqu'une substance est conservée pour une voie donnée, le calcul des risques se fera pour l'ensemble des voies d'exposition considérées.

¹ Les VME retenues sont issues du document INRS « valeur limite d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France - ED984 » de décembre 2007

² VTVLEP : Valeur Toxicologique issue de la Valeur Limite d'Exposition Professionnelle

Dans le cas où des substances cancérogènes (sans seuil) auraient été exclues à partir de cette méthode de sélection, (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.

Les calculs réalisés ont été les suivants :

et

$$\text{Ratio brut} = \text{Flux Annuel} * \text{ERUi}$$

$$\text{Ratio brut} = \text{Flux Annuel} * \text{ERUo}$$

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.

Enfin, les produits spécifiques à l'activité de la zone ont été retenus, même si le ratio est < 1% du ratio max.

Le détail des ratios calculés et des polluants retenus comme traceurs de risque est présenté dans les paragraphes suivants.

Le choix des valeurs toxicologiques de référence pour les polluants retenus comme traceurs de risque est détaillé en annexe 9, dans les argumentaires santé. Ces VTR ont toutes fait l'objet d'une validation par la CIRE sud.

Pour les autres polluants, le choix respecte tous les principes évoqués au paragraphe relations doses-réponses ci-avant.

Pour le cas particulier du chrome une hypothèse de répartition 10% chrome VI, 90% chrome III a été retenue.

Sur la ZI Lavéra-La Mède, les sites majoritairement émetteurs de chrome sont NAPHTACHIMIE, INEOS et TOTAL La Mède. Or, il est noté dans le guide méthodologique pour l'évaluation de l'impact sanitaire des rejets des raffineries de pétrole¹ que les métaux sont issus de la combustion de fioul. « Après oxydation dans une unité de combustion, il est très peu vraisemblable de détecter en quantité appréciable des dérivés hexavalents du chrome. 10% est un maximum (C. MANDIN, 2003). ».

¹ Document du groupe de travail constitué du MEDD, direction régionales de l'industrie, DRIRE, ministère de la santé, INERIS, IRSN, UFIP - Février 2006

5.4.2 Traceurs de risque retenus pour les industriels

5.4.2.1 Voie inhalation pour les effets à seuil

Les ratios flux/VR¹ calculés pour 2007 et 2012 sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 21 : Calculs des ratios flux/VR en 2007 et 2012

Polluants	VR (µg/m³)	2007			2012			
		Flux (kg/an)	Flux/VTInh	% *	Flux (kg/an)	Flux/VTInh	% *	
SO2	VG OMS	50	22 211 577	444232	372%	14 553 099	291062	622%
NO2	VG OMS	40	5 824 327	145608	122%	5 608 668	140217	300%
Nickel	ATSDR	0,09	10 745	119386	100%	4 209	46769	100%
Particules PM2.5	VG OMS	10	901 161	90116	75%	947 617	94762	203%
1,3-Butadiène	US EPA	2	12 515	6258	5%	12 515	6258	13%
H2S	US EPA	2	11 869	5935	5%	2 087	1044	2,2%
Manganèse	US EPA	0,05	257	5149	4%	167	3331	7%
benzène	ATSDR	10	44 547	4455	4%	36 194	3619	8%
Aliphatiques nC5-nC8	TPHCWG	700	3 084 024	4406	4%	2 733 090	3904	8%
Formaldéhyde	OEHA	3	12 991	4330	4%	12 991	4330	9%
Cobalt	ATSDR	0,1	356	3564	3%	79	788	1,7%
Cadmium	OEHA	0,02	66	3320	3%	24	1217	2,6%
Antimoine	US EPA	0,2	628	3141	3%	405	2027	4%
chlore	ATSDR	0,2	571	2855	2%	-	0	0%
Naphtalène	US EPA	3	6 000	2000	1,7%	4 630	1543	3%
Trichlorométhane	ATSDR	98	132 213	1349	1,1%	99 412	1014	2,2%
Mercur	ATSDR	0,2	266	1331	1,1%	221	1103	2,4%
1,2-dichloroéthane	OEHA	400	510 407	1276	1,1%	190 022	475	1,0%
Monoéthylène glycol	OEHA	400	464 350	1161	1,0%	464 350	1161	2,5%
Chloroéthylène	US EPA	100	96 286	963	0,8%	86 335	863	1,8%
Plomb	VG OMS	0,5	352	704	0,6%	159	319	0,7%
Chrome VI	US EPA	0,1	53	531	0,4%	42	417	0,9%
Xylène	US EPA	100	52 724	527	0,4%	33 163	332	0,7%
Cuivre	RIVM	1	389	389	0,3%	248	248	0,5%
Particules PM10	VG OMS	20	7 120	356	0,3%	7 120	356	0,8%
Acétaldéhyde	US EPA	9	2 890	321	0,3%	2 890	321	0,7%
Toluène	ATSDR	300	82 643	275	0,2%	59 419	198	0,4%
Hexane	US EPA	700	178 546	255	0,2%	156 994	224	0,5%
oxyde d'éthylène	OEHA	30	5 846	195	0,2%	3 594	120	0,3%
chlorométhane	US EPA	90	15 525	173	0,1%	12 378	138	0,3%
Tétrachlorométhane	ATSDR	190	27 398	144	0,1%	24 663	130	0,3%
dichlorométhane	ATSDR	1100	65 509	60	0,05%	64 664	59	0,13%
Arsenic	RIVM	1	53	53	0,04%	33	33	0,07%
propylène	OEHA	3000	147 613	49	0,04%	145 967	49	0,10%
1,2-dichloroéthylène	OMS	68	2 506	37	0,03%	440	6	0,014%
Quartz	OEHA	3	106	35	0,03%	106	35	0,08%
Tetrahydrofurane (THFD)	RIVM	35	1 084	31	0,03%	1 083	31	0,07%
HCl	US EPA	20	532	27	0,02%	947	47	0,10%
CO	VLEP	55000	1 397 809	25	0,02%	2 716 369	49	0,11%
trichloroéthylène	OEHA	600	13 762	23	0,02%	12 500	21	0,04%
ethylbenzène	US EPA	1000	11 499	11	0,01%	5 308	5	0,011%
Ether de glycol	OEHA	70	648	9	0,008%	648	9	0,020%
trichloroéthane (1,1,1)	OEHA	1000	8 191	8	0,007%	6 971	7	0,015%
Chrome III	RIVM	60	478	8	0,007%	375	6	0,013%
tétrachloroéthylène	ATSDR	250	1 933	8	0,006%	340	1	0,003%
HF	OEHA	14	100	7	0,006%	155	11	0,024%
triméthylbenzène	TPHCWG	200	647	3	0,003%	113	1	0,001%
ACETATE D'ETHYLE	US EPA	1590	4 554	3	0,002%	4 548	3	0,006%
Méthanol	OEHA	4000	10 820	3	0,002%	11 598	3	0,006%
bromure d'éthylène	US EPA	9	23	3	0,002%	4	0,4	0,001%
chloroéthane	US EPA	10000	24 602	2	0,002%	17 825	2	0,004%
dichlorobenzène (1,4)	ATSDR	60	132	2	0,002%	23	0,4	0,0008%
Selenium	OEHA	20	34	2	0,001%	34	2	0,004%
2-butanone	US EPA	5000	5 356	1	0,0009%	4 957	1	0,002%
acétone	ATSDR	30000	21 624	1	0,0006%	24 084	1	0,002%
trichlorobenzène (124)	Santé canada	7	3	0,4	0,0004%	1	0,1	0,0002%
R22	US EPA	50000	16 897	0,3	0,0003%	6 800	0,1	0,0003%
2-hexanone	VLEP	20000	4 913	0,2	0,0002%	864	0,04	0,0001%
Acétate d'Ether de glycol	US EPA	2000	195	0,1	0,0001%	195	0,1	0,0002%
chlorobenzène	OEHA	1000	91	0,1	0,0001%	16	0,02	0,0000%
octane	VLEP	1450000	7 656	0,01	0,0000%	3 039	0,002	0,0000%
1,1-dichloroéthane	VLEP	412000	1 552	0,004	0,0000%	619	0,002	0,0000%
ETHANOL	VLEP	1900000	5 638	0,003	0,0000%	5 630	0,003	0,0000%
nonane	VLEP	1050000	2 241	0,002	0,0000%	394	0,0004	0,0000%
Pentane	VLEP	3000000	1 910	0,001	0,0000%	1 910	0,001	0,0000%
R 134 A	US EPA	80000	5	0,0001	0,0000%	5	0,0001	0,0000%
3-pentanone	VLEP	705000	24	0,00003	0,0000%	4	0,00001	0,0000%
heptane	VLEP	1668000	46	0,00003	0,0000%	46	0,00003	0,0000%

¹ VR : Valeurs repères : Valeurs Toxicologiques de Référence, Valeurs Guides, VME

² Les particules PM_{2.5} correspondent aux PM_{2.5} de GONTERO + Particules des industriels
Les particules PM₁₀ correspondent aux PM₁₀ de GONTERO

L'examen de ce tableau montre qu'en première approche, trois polluants semblent prépondérants, à savoir le dioxyde de soufre, le dioxyde d'azote et le nickel ou les particules PM2.5 en fonction de l'année de référence.

Le SO₂ présente le ratio le plus fort « flux/VR ». Ce polluant devrait donc être retenu comme référence pour ne garder que les polluants dont le ratio est supérieur ou égal à 1%. Cependant, comme la valeur de référence prise en compte pour ce calcul n'est pas une VTR mais une valeur guide, nous préférons, selon le principe de prudence, lever ce maximum et choisir comme valeur maximum de référence le ratio du nickel (substance disposant d'une VTR et correspondant au 3^{ème} ou 4^{ème} plus fort ratio « flux/VR », les ratios précédents concernant soit le dioxyde d'azote soit les particules qui disposent uniquement de valeur guide).

De plus, l'hexane a été ajouté à la liste des substances retenues par souci de cohérence concernant les aliphatiques nC5-nC8. En effet l'hexane est le composé le plus toxique de la famille des aliphatiques nC5-nC8 dont il est représentatif.

Ainsi, 21 polluants sont retenus par cette méthode pour la suite de l'étude à savoir :

- SO₂
- NO₂
- Nickel
- Particules PM2.5
- 1,3-butadiène
- H₂S
- Manganèse
- Benzène
- Aliphatiques nC5-nC8
- Formaldéhyde
- Cobalt
- Cadmium
- Antimoine
- Chlore
- Naphtalène
- Trichlorométhane
- Mercure
- 1,2-dichloroéthane
- Monoéthylène glycol
- Chloroéthylène
- Hexane

Seul le chlore ne sera pas retenu pour 2012 par rapport à 2007 (flux d'émission de chlore nul en 2012), et à contrario le chloroéthylène ne serait retenu qu'en 2012. Toutefois dans un souci d'homogénéité et compte tenu du ratio calculé proche de 1% en 2007, nous avons choisi de conserver le chloroéthylène pour les 2 années de référence.

5.4.2.2 Voie ingestion pour les effets à seuil

Les ratios flux/VR calculés pour 2007 et 2012 sont présentés dans le tableau suivant:

Tableau 22 : Calculs des ratios flux/VTR en 2007 et 2012

Polluants	VR (mg/kg/j)		2007			2012		
			Flux (kg/an)	Flux/VTRing	%	Flux (kg/an)	Flux/VTRing	%
Vanadium	0,009	US EPA	14 971	1663485	100%	6 527	725272	99%
Mercure	0,0003	US EPA	266	887043	53%	221	735111	100%
Nickel	0,02	US EPA	10 745	537238	32%	4 209	210461	29%
Cobalt	0,0014	RIVM	356	254537	15%	79	56254	8%
Arsenic	0,0003	US EPA	53	177491	11%	33	108672	15%
Antimoine	0,006	US EPA	628	104692	6,3%	405	67577	9%
Plomb	0,0035	OMS	352	100616	6,0%	159	45565	6%
Cadmium	0,001	US EPA	66	66406	4,0%	24	24345	3%
Chrome VI	0,003	US EPA	53	17698	1,1%	42	13884	2%
Zinc	0,5	RIVM	3 659	7318	0,4%	2 404	4808	0,7%
Selenium	0,005	US EPA	34	6751	0,4%	34	6751	0,9%
Dioxines/Furanes	0,000000001	OMS	0,00001	6300	0,4%	0,00001	6364	0,9%
Manganèse	0,046	US EPA	257	5596	0,3%	167	3620	0,5%
Cuivre	0,14	RIVM	389	2776	0,2%	248	1768	0,2%
Chrome III	1,5	US EPA	478	319	0,02%	591	295	0,04%
Etain	2	JEFCA	623	311	0,02%	375	250	0,03%

L'examen de ce tableau montre qu'en première approche, aucun polluant ne ressort nettement comme déterminant du risque. Les « flux/VTR » les plus élevés sont par ordre décroissant ceux du vanadium, puis du mercure et enfin celui de l'antimoine pour 2012.

Le vanadium est retenu comme polluant de référence pour ne garder que les polluants dont le ratio est supérieur ou égal à 1%.

9 polluants sont retenus par cette méthode pour la suite de l'étude, à savoir :

- Vanadium
- Mercure
- Nickel
- Cobalt
- Arsenic
- Antimoine
- Plomb
- Cadmium
- Chrome VI

On notera que ce choix ne diffère pas entre l'année 2007 et l'année 2012.

5.4.2.3 Voie inhalation pour les effets cancérigènes à seuil et sans seuil

Les produits « flux*ERUi » calculés en 2007 et 2012 sont présentés dans le tableau suivant:

Tableau 23 : Calculs des ratios « flux*ERUi » en 2007 et 2012

Polluants	ERUi (mg/kg/j) ⁻¹		2007			2012		
			Flux (kg/an)	Flux*ERUi _{inh}	%	Flux (kg/an)	Flux*ERUi	%
Nickel	0,00038	OMS	10 745	4,08	44%	4 209	1,60	31%
Chrome VI	0,04	OMS	53	2,12	23%	42	1,67	33%
1,2-dichloroéthane	0,0000034	affset	510 407	1,74	19%	190 022	0,65	13%
1,3-Butadiène	0,00003	OEHHA	12 515	0,38	4%	12 515	0,38	7%
benzène	0,0000078	USEPA	44 547	0,35	4%	36 194	0,28	6%
Formaldéhyde	0,000013	US EPA	12 991	0,17	2%	12 991	0,17	3%
oxyde d'éthylène	0,000023	Santé canada	5 846	0,13	1,4%	3 594	0,08	1,6%
Cadmium	0,0018	US EPA	66	0,12	1,3%	24	0,04	0,9%
chloroéthylène	0,000001	OMS	96 286	0,10	1,0%	86 335	0,09	1,7%
Arsenic	0,0015	OMS	53	0,08	0,9%	33	0,05	1,0%
HAP	0,0011	OEHHA	34	0,04	0,4%	34	0,04	0,7%
dichlorométhane	0,00000047	US EPA	65 509	0,03	0,3%	64 664	0,03	0,6%
bromure d'éthylène	0,0006	US EPA	23	0,014	0,1%	4	0,002	0,05%
tétrachloroéthylène	0,0000059	OEHHA	1 933	0,011	0,12%	340	0,002	0,04%
Acétaldéhyde	0,0000027	OEHHA	2 890	0,008	0,08%	2 890	0,01	0,15%
Naphtalène	0,0000011	TPHCWG	6 000	0,007	0,07%	4 630	0,01	0,10%
trichloroéthylène	0,00000043	OMS	13 762	0,006	0,06%	12 500	0,01	0,11%
Plomb	0,000012	OEHHA	352	0,004	0,05%	159	0,002	0,04%
1,1,2,2 tétrachloroéthane	0,000058	US EPA	19	0,001	0,01%	3	0,0002	0,003%
T112	0,000016	US EPA	8	0,0001	0,001%	8	0,0001	0,003%
trichlorométhane	VTR à seuil intégrant les effets cancérigènes		132 213	-	-	99 412	-	-
tétrachlorométhane	VTR à seuil intégrant les effets cancérigènes		27 398	-	-	24 663	-	-

L'examen de ce tableau montre que les deux polluants les plus déterminants du risque cancérigène par inhalation semblent être le nickel et le chrome VI.

De par l'additivité des effets cancérigènes provenant des différentes substances sur la population, il est préférable de garder pour la suite de l'étude le maximum de polluants cancérigènes. Une sélection des seuls polluants dont le ratio est supérieur ou égal à 1% peut conduire à minorer les risques.

Cependant, aux vues des « flux*ERUi » calculés (<0,01%), il apparaît que certains polluants auront un impact négligeable comparé aux autres polluants. C'est le cas notamment du 1,1,2,2 tétrachloroéthane et du T112. De plus, les émissions de ces deux polluants correspondent à des valeurs théoriques de rejets et non à des composés mesurés et réellement émis à l'atmosphère lors de l'activité.

Il nous semble donc justifié d'écarter ces 2 polluants de la suite de l'étude. Ce choix sera discuté dans les incertitudes.

Il est important de noter que le trichlorométhane et le tétrachlorométhane ne disposent pas d'ERU pour les effets cancérigènes par inhalation mais disposent d'une VTR à seuil pour tenir compte des effets précurseurs de cancer. Ils seront donc retenus pour l'étude.

Ainsi, 20 polluants sont retenus par cette méthode pour la suite de l'étude à savoir :

- Nickel
- Chrome VI
- 1,2-dichloroéthane
- 1,3-Butadiène
- Benzène
- Formaldéhyde
- Oxyde d'éthylène
- Cadmium
- Chloroéthylène
- Arsenic
- HAP
- Dichlorométhane
- Bromure d'éthylène
- Tétrachloroéthylène
- Acétaldéhyde
- Naphtalène
- Trichloroéthylène
- Plomb
- Trichlorométhane
- Tétrachlorométhane

5.4.2.4 Voie ingestion pour les effets cancérigènes à seuil et sans seuil

Les produits « flux*ERUo » calculés en 2007 et 2012 sont présentés dans le tableau suivant:

Tableau 24 : Calculs des ratios « flux*ERUo » en 2007 et 2012

Polluants	ERUo (mg/kg/j) ⁻¹		2007			2012		
			Flux (kg/an)	Flux*ERUo	%	Flux (kg/an)	Flux*ERUo	%
Arsenic	1,5	US EPA	53	80	89%	33	49	86%
HAP	0,2	RIVM	34	7	8%	34	7	12%
Plomb	0,0085	OEHHA	352	3,0	3%	159	1,4	2%
Dioxines/Furanes	VTR à seuil intégrant les effets cancérigènes		0,00001	-	-	0,00001	-	-

En première approche, l'arsenic semble être le polluant participant majoritairement au risque cancérigène par ingestion.

L'ensemble des polluants présentant des effets cancérigènes par ingestion sont retenus pour la suite de l'étude à savoir :

- Arsenic,
- HAP,
- Plomb,
- et les dioxines.

5.4.2.5 Traceurs de risque spécifique à une activité pour les industriels

Le recueil des données a pu montrer que la majeure partie des activités de la ZI sont émettrices d'hydrocarbures dont l'hexane. Ce polluant étant typique de l'activité de la zone, il nous paraît justifié, comme mentionné dans le paragraphe 5.4.2.1, de le rajouter à la liste des polluants retenus comme traceurs de risque dans la suite de l'étude.

La méthode utilisée, établie pour des sites industriels uniques, peut dans certains cas présenter des limites si certains sites émettent des polluants spécifiques. Seule une partie de la zone serait alors impactée par cette source et il faudrait alors effectuer la sélection des substances à partir du flux de cette unique source et pas sur le flux global.

Dans la présente étude, une étape de vérification a été effectuée afin de s'assurer que certains polluants non retenus ne seraient pas émis par un seul industriel impactant effectivement les populations les plus proches.

Ainsi, il a été décidé de rajouter à la liste des traceurs de risques le propylène, traceur spécifique de l'activité du site d'APRYL.

5.4.3 Traceurs de risque spécifiques pour le trafic maritime et routier

Les polluants émis par le trafic maritime et le trafic routier sont le dioxyde d'azote, le dioxyde de soufre et les particules diesel. Le dioxyde d'azote et le dioxyde de soufre disposent uniquement de valeurs guides, ces polluants ont été retenus dans le cadre des émissions atmosphériques des industriels. Pour les particules émises par le trafic routier et le trafic maritime, il s'agit de particules fines diesel. La spécificité de ces particules par rapport aux particules émises par les industriels est le caractère toxique cancérigène de celles-ci. Les particules diesel seront donc retenues comme traceurs de risque de l'activité « trafic ».

5.4.4 Bilan des traceurs de risque retenus pour l'étude

Ainsi, au total **36 polluants traceurs** de risque ont été retenus. Ces polluants sont strictement les mêmes pour 2007 et 2012, seules les émissions en chlore seront nulles pour l'année 2012.

Le tableau suivant récapitule parmi l'ensemble des polluants identifiés ceux qui ont été retenus comme traceurs de risques ainsi que les raisons de leur sélection.

Tableau 25 : Liste des traceurs de risques

Polluants	Traceur de risque	Cancérigène	Qdbrut>1%	Polluants	Traceur de risque	Cancérigène	Qdbrut>1%
1,1,2,2-tétrachloroéthane	non	oui	non	HAP	oui	oui	non
1,1-dichloroéthane	non	non	non	HCl	non	non	non
1,2-dichloroéthane	oui	oui	oui	Heptane	non	non	non
1,2-dichloroéthylène	non	non	non	Hexane	Oui car spécifique à l'activité	non	non
1,3-Butadiène	oui	oui	oui	HF	non	non	non
2-butanone	non	non	non	Manganèse	oui	non	oui
2-hexanone	non	non	non	Mercuré	oui	non	oui
3-pentanone	non	non	non	Méthanol	non	non	non
Acétaldéhyde	oui	oui	non	Monoéthylène glycol	oui	non	oui
Acétate d'Ether de glycol	non	non	non	Naphtalène	oui	oui	oui
Acétate d'éthyle	non	non	non	Nickel	oui	oui	oui
Acétone	non	non	non	NO2	oui	non	oui
Aliphatiques nC5-nC8	oui	non	oui	Nonane	non	non	non
Antimoine	oui	non	oui	Octane	non	non	non
Arsenic	oui	oui	oui	Oxyde d'éthylène	oui	oui	non
Benzène	oui	oui	oui	Particules diesel	oui	oui	-
Bromure d'éthylène	oui	oui	non	Pentane	non	non	non
Cadmium	oui	oui	oui	Plomb	oui	oui	oui
Chlore	oui	non	oui	Particules PM10	non	non	non
Chlorobenzène	non	non	non	Particules PM2.5	oui	non	oui
Chloroéthane	non	non	non	Propylène	Oui car spécifique à l'activité	non	non
Trichlorométhane	oui	oui	oui	Quartz	non	non	non
Chlorométhane	non	non	non	R 134 A	non	non	non
Chrome III	non	non	non	R22	non	non	non
Chrome VI	oui	oui	oui	Selenium	non	non	non
CO	non	non	non	SO2	oui	non	oui
Cobalt	oui	non	oui	T112	non	oui	non
Cuivre	non	non	non	Tétrachloroéthylène	oui	oui	non
Chloroéthylène	oui	oui	oui	Tétrachlorométhane	oui	oui	non
Dichlorobenzène (1,4)	non	non	non	Tetrahydrofurane (THFD)	non	non	non
Dichlorométhane	oui	oui	non	Toluène	non	non	non
Dioxines/Furanes	oui	oui	non	Trichlorobenzène (124)	non	non	non
Etain	non	non	non	Trichloroéthane (1,1,1)	non	non	non
Ethanol	non	non	non	Trichloroéthylène	oui	oui	oui
Ether de glycol	non	non	non	Triméthylbenzène	non	non	non
Ethylbenzène	non	non	non	Vanadium	oui	non	oui
Formaldéhyde	oui	oui	oui	Xylène	non	non	non
H2S	oui	non	oui	Zinc	non	non	non

5.5 Synthèse des VTR chroniques retenues pour l'inhalation

L'ensemble des argumentaires santé pour les traceurs de risques sont disponibles en annexe 9. Le tableau ci-après présente la synthèse du choix des VTR.

Tableau 26 : VTR retenues pour l'inhalation

Substance	Effet	Cible	Espèce	Valeur	Source
Les métaux					
Antimoine (Sb)	À Seuil	Système respiratoire	rat	RfC = 0,2 µg/m³	US EPA (1995)
Arsenic (As)	À Seuil	Système respiratoire	homme	TCA = 1 µg/m³	RIVM (2001)
	Sans Seuil	Cancer pulmonaire	homme	ERUi = 1,5.10⁻³ (µg/m³)⁻¹	OMS (2000)
Cadmium (Cd)	À Seuil	Système rénal	homme	REL = 0,02 µg/m³	OEHHA (2003)
	Sans Seuil	Cancer pulmonaire	homme	ERUi = 1,8.10⁻³ (µg/m³)⁻¹	US-EPA (1992)
Chrome VI (Cr)	À Seuil	Bronches, Poumon	rat	RfC = 0,1 µg/m³	US-EPA (1998)
	Sans Seuil	Cancer pulmonaire	homme	ERUi = 4.10⁻² (µg/m³)⁻¹	OMS (2000)
Cobalt (Co)	À Seuil	Système respiratoire	homme	MRL = 0,1 µg/m³	ATSDR (2001)
Manganèse (Mn)	À Seuil	Système nerveux	homme	RfC = 0,05 µg/m³	US-EPA (1993)
Mercuré (Hg)	À Seuil	Système nerveux	homme	MRL = 0,2 µg/m³	ATSDR (1999)
Nickel (Ni)	À Seuil	Système respiratoire	homme	MRL = 0,09 µg/m³	ATSDR (2003)
	Sans Seuil	Cancer du poumon et larynx	homme	ERUi = 3,8.10⁻⁴ (µg/m³)⁻¹	OMS (2000)
Plomb (Pb)	Sans Seuil	Tumeurs rénales	rat	ERUi = 1,2.10⁻⁵ (µg.m⁻³)⁻¹	OEHHA (2002)
Les HAP					
Benzo(a)Pyrène (50-32-8)	Sans Seuil	Tractus respiratoire	hamster	ERUi = 1,1 10⁻³ (µg.m⁻³)⁻¹	OEHHA (2002)
Naphtalène (91-20-3)	À Seuil	Système respiratoire	souris	RfC = 3 µg/m³	US EPA (1998)
	Sans Seuil	Tractus respiratoire	hamster	ERUi = 1,1 10⁻⁶ (µg.m⁻³)⁻¹	OEHHA (2002)
Les polluants généraux					
Hydrogène sulfuré (H ₂ S) (7783-06-4)	À Seuil	Système respiratoire et nerveux	porc	RfC = 2 µg/m³	US EPA (2003)
Particules diesel	À Seuil	Système pulmonaire	Rat	RfC = 5 µg/m³	US EPA (2003)
	Sans Seuil	Cancer pulmonaire	Animale	ERUi = 3,4.10⁻⁵ (µg/m³)⁻¹	OMS (1996)
Chlore (7782-50-5)	À Seuil	Système respiratoire	rat	REL = 0,2 µg/m³	OEHHA (2003)

Les COV					
1,2-Dichloroéthane (107-06-2)	À Seuil	Enzymes sériques hépatiques	rat	REL = 400 µg/m³	OEHHA (2003)
	Sans Seuil	Tumeurs mammaires	rat	ERUi = 3,4.10⁻⁶ (µg.m⁻³)⁻¹	AFSSET (2009)
1,3-butadiène (106-99-0)	À Seuil	Système reproducteur	souris	RfC = 2 µg/m³	US EPA (2002)
	Sans Seuil	Leucémies	homme	ERUi = 3.10⁻⁵ (µg.m⁻³)⁻¹	US EPA (2002)
Acétaldéhyde (75-07-0)	À Seuil	Système respiratoire	rat	RfC = 9 µg/m³	US EPA (1991)
	Sans Seuil	Cancer nasal	rat	ERUi = 2,7.10⁻⁶ (µg.m⁻³)⁻¹	OEHHA (2002)
Aliphatiques nC5-nC8	À Seuil	Système nerveux	rat	RfC = 700 µg/m³	TPHCWG
Benzène (71-43-2)	À Seuil	Système immunitaire	homme	MRL = 10 µg/m³	ATSDR (2007)
	Sans Seuil	Leucémies	homme	ERUi = 7,8.10⁻⁶ (µg/m³)⁻¹	US EPA (2000)
Bromure d'éthylène (106-93-4)	À Seuil	Système respiratoire	souris	RfC = 9 µg/m³	US EPA (2004)
	Sans Seuil	Tumeur nasale	rat	ERUi = 6.10⁻⁴ (µg/m³)⁻¹	US EPA (2004)
Chloroéthylène (Chlorure de vinyle/CVM) (75-01-4)	À Seuil	Système hépatique	rat	RfC = 100 µg/m³	US EPA (2000)
	Sans Seuil	Tous types de tumeurs	homme	ERUi = 1,0 10⁻⁶ (µg/m³)⁻¹	OMS (2000)
Trichlorométhane (Chloroforme) (67-66-3)	À Seuil	Système hépatique	homme	MRL = 98 µg/m³	ATSDR (1998)
	Cancérogène à seuil	Effet cancérogène	souris	VTR = 63 µg/m³	DGS/AFFSET (2008)
Dichlorométhane (75-09-2)	À Seuil	Système hépatique	rat	MRL = 1100 µg/m³	ATSDR (2000)
	Sans Seuil	Tumeurs hépatocellulaires	souris	ERUi = 4,7.10⁻⁷ (µg.m⁻³)⁻¹	US EPA (1995)
Formaldéhyde (50-00-0)	À Seuil	Système respiratoire	homme	REL = 3 µg/m³	OEHHA (2003)
	Sans Seuil	Cancer nasal	rat	ERUi = 1,3.10⁻⁵ (µg.m⁻³)⁻¹	US EPA (1991)
Hexane (110-54-3)	À Seuil	Système nerveux	rat	RfC = 700 µg/m³	US EPA (2005)
Monoéthylène glycol (107-21-1)	À Seuil	Système respiratoire	homme	REL = 400 µg/m³	OEHHA (2003)
Oxyde d'éthylène (75-21-8)	À Seuil	Système nerveux	rat	REL = 30 µg/m³	OEHHA (2000)
	Sans Seuil	Leucémies	rat	ERUi = 2,3.10⁻⁵ (µg.m⁻³)⁻¹	Santé Canada (2004)

Propylène (115-07-1)	Non Cancérigène	Système respiratoire	rat	REL = 3 000 µg/m³	OEHHA (2000)
Tétrachloroéthylène (127-18-4)	À Seuil	Système nerveux	homme	MRL = 250 µg/m³	ATSDR (1997)
	Sans Seuil	Cancer et adenomes hépatocellulaires	souris	ERUi = 5,9.10⁻⁶ (µg.m⁻³)⁻¹	OEHHA (2002)
Tétrachlorométhane (Tétrachlorure de carbone) (53-23-5)	À Seuil	Système hépatique	rat	MRL = 190 µg/m³	ATSDR (2005)
	Cancérigène à seuil	Système hépatique	rat	VTR = 38 µg/m³	AFSSET (2008)
Trichloroéthylène (79-01-6)	À Seuil	Système nerveux	homme	REL = 600 µg/m³	OEHHA (2003)
	Sans Seuil	Sur le foie, les reins et Cancer des testicules	rat	ERUi = 4,3 10⁻⁷ (µg/m³)⁻¹	OMS (2000)

5.6 Synthèse des VTR chronique retenues pour l'ingestion

Tableau 27 : VTR retenues pour l'ingestion

Substance	Effet	Cible	Espèce	Valeur	Source
Les HAP					
Benzo(a)Pyrène (50-32-8)	Cancérogène	Cancer multi-site	Rats, souris	ERUo = 0,2 (mg/kg/j)⁻¹	RIVM (2001)
Les métaux					
Arsenic (As)	Non Cancérogène	Système cutané	homme	RfD = 0,0003 mg/kg/j	US EPA (1993)
	Cancérogène	Cancer peau	homme	ERUo = 1,5 (mg/kg/j)⁻¹	US EPA (1998)
Antimoine (Sb)	Non Cancérogène	Perte de poids	rat	DJT = 0,006 mg/kg/j	OMS (2003)
Chrome VI (Cr VI)	Non Cancérogène	Bronches, poumons	rat	RfD = 0,003 mg/kg/j	US EPA (1998)
Cobalt (Co)	Non Cancérogène	Muscle cardiaque	homme	TDI = 0,0014 mg/kg/j	RIVM (2001)
Cadmium (Cd)	Non Cancérogène	Système rénal	homme	RfD = 0,001 mg/kg/j	US EPA (1994)
Plomb (Pb)	Non Cancérogène	Système sanguin, Effets sur le développement	homme	RfD = 0,0035 mg/kg/j	OMS (1993)
	Cancérogène	Tumeurs rénales	rats	ERUo = 0,0085 (mg/kg/j)⁻¹	OEHHA (2002)
Manganèse (Mn) végétaux	Non Cancérogène	Système nerveux central	homme	RfD = 0,14 mg/kg/j	US EPA (1996)
Manganèse (Mn) sol	Non Cancérogène	Système nerveux central	homme	RfD = 0,046 mg/kg/j	US EPA (1996)
Mercure (Hg)	Non Cancérogène	Système rénal	rat	RfD = 0,0003 mg/kg/j	US EPA (1995)
Nickel (Ni)	Non Cancérogène	Diminution poids organes	rat	RfD = 0,02 mg/kg/j	US EPA (1996)
Vanadium (V)	Non Cancérogène	Effets sur le développement	rat	RfD = 0,009 mg/kg/j	US EPA (1988)
Les dioxines					
Dioxines	Cancérogène à seuil	Système hépatique et cutané	homme	DJT = 0,000000001 mg/kg/j	OMS (1999)

5.7 Synthèse des autres valeurs repères retenues pour l'inhalation – Valeurs Guides (VG)

Tableau 28 : Autres valeurs retenues pour l'inhalation

Substance	Effet	Cible	Espèce	Valeur	Source
Dioxyde d'azote (10102-44-0)	Non Cancérigène	Système respiratoire	animale	VG = 40 µg/m³	OMS (2000) CSHPF (2001)
Dioxyde de soufre * (7446-09-05)	Non Cancérigène	Système respiratoire	homme	VG= 50 µg/m³	OMS (2000) CSHPF (2001)
				VG = 20 µg/m³ (moyenne journalière)	OMS (2005)
Plomb (Pb)	Non Cancérigène	Système sanguin; effets reprotoxiques	homme	VG = 0,5 µg/m³	OMS (2000)
Particules (PM2,5)	Non Cancérigène	Système respiratoire	homme	VG = 10 µg/m³	OMS (2005)

* En ce qui concerne le SO₂, sa valeur guide a été revue par un groupe de travail OMS en 2005 et ce dernier ne propose plus qu'une seule valeur guide pour le SO₂ : **20 µg/m³ en moyenne journalière**. 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 permettra d'assurer un bas niveau d'exposition des populations.

Dans la suite de l'étude, nous conserverons ces deux valeurs. La modélisation ayant été réalisée sur un pas de temps annuel, la comparaison à la VG en moyenne annuelle sera conservée.

6 Phase 4 : Caractérisation des risques sanitaires

L'objectif de cette phase est de réaliser l'évaluation quantitative des risques sanitaires pour la population présente sur la zone d'étude.

L'évaluation des risques tient compte des émissions atmosphériques actuelles des industries de la ZI (phase 1) ainsi que de la contamination des sols et des matrices alimentaires végétales issues de la zone d'étude. Les calculs de risques seront effectués pour les expositions par inhalation, ingestion directe de sol et indirecte par l'alimentation.

Cette phase se décompose en 2 étapes :

- L'estimation de l'exposition des populations,
- La caractérisation des risques,

L'approche proposée permet de distinguer la part attribuable aux rejets passés de celle liée aux rejets actuels afin d'adapter les solutions de gestion du risque, le cas échéant.

6.1 Estimation des niveaux d'exposition à partir de la modélisation atmosphérique

Nous avons, à l'aide du logiciel ADMS 4.1, modélisé la dispersion atmosphérique des polluants *gazeux et particulaires* émis par les différentes sources recensées sur le site. Les caractéristiques du modèle utilisé pour la dispersion atmosphérique et les phénomènes physiques pris en compte sont présentés dans le §4.1 : Modélisation de la dispersion atmosphérique.

6.1.1 Localisation des "récepteurs"

Nous avons intégré dans le modèle de dispersion des points spécifiques appelés "récepteurs" à l'emplacement des populations considérées comme les plus impactées. Ces "récepteurs" ont été placés de façon homogène sur tout le domaine d'étude, autour de la Zone Industrielle, afin d'évaluer précisément le risque encouru par les riverains, que ce soit au niveau des habitations ou des populations sensibles.

Ces "récepteurs" ont été placés spécifiquement en fonction des différents usages et voies d'exposition considérés, de façon à représenter les principaux enjeux, à savoir :

- les communes de plus fortes densités de population (centres de communes),
- les populations sensibles (i.e. écoles),
- les différentes voies d'exposition,
- les concentrations en polluant estimées par la modélisation les plus élevées.

Les récepteurs pris en compte dans l'étude sont des populations sensibles (écoles, maisons de retraite) et des riverains habitant à proximité des installations industrielles ou en plein cœur des villes de

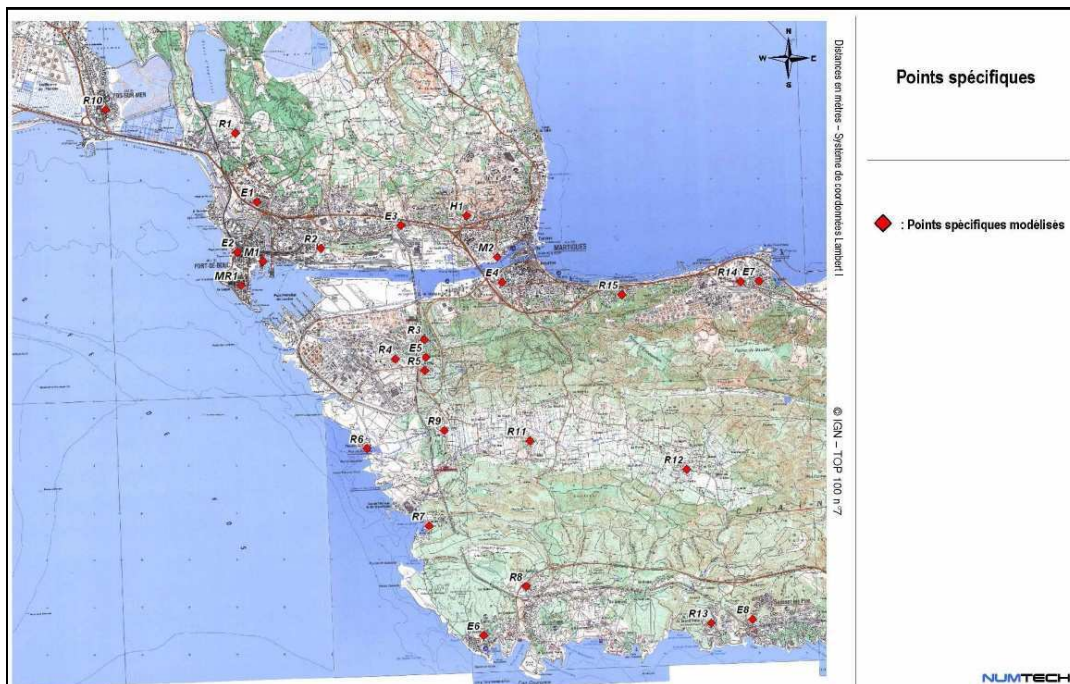
Port-de-Bouc, Martigues, Sausset-les-Pins et Châteauneuf-les-Martigues (La Mède). Ils ont été présentés dans le § 4.4 : Caractérisation de la population présente sur le domaine d'étude.

Au total, 27 points particuliers ont été positionnés autour de la zone industrielle de Lavéra-La Mède. Ils sont rappelés sur le tableau 29 et la figure 22.

Tableau 29 : Liste des points récepteurs

Type	Identification	N°	Commune
Mairie / Habitation centre ville	-	M1	Port de Bouc
Ecole	Ecole maternelle et primaire Marcel Pagnol	E1	Port de Bouc
Ecole	Ecole primaire Anatole France	E2	Port de Bouc
Maison de retraite	Résidence la presqu'île	MR1	Port de Bouc
Ecole	Groupe scolaire de sainte croix	E3	Martigues
Ecole	Groupe scolaire A. Tourrel	E4	Martigues
Mairie / Habitation centre ville	-	M2	Martigues
Ecole	Groupe scolaire Lavéra	E5	Martigues
Habitation	A proximité CAPM	R1	Port de Bouc
Habitation	A proximité AZUR CHIMIE	R2	Port de Bouc
Habitation	A proximité Plate-forme - Lavéra Nord	R3	Martigues
Habitation	A proximité Plate-forme - Zone de vie	R4	Martigues
Habitation	A proximité Plate-forme - Lavéra Sud	R5	Martigues
Habitation	Ponteau	R6	Martigues
Habitation	A proximité EDF	R7	Martigues
Habitation	-	R8	La couronne
Habitation	A proximité Plate-forme - Lavéra Sud	R9	Martigues
Habitation	-	R10	Fos sur Mer
Hôpital	Centre hospitalier de Martigues	H1	Martigues
Ecole	Ecole primaire de Carro	E6	Martigues - La Couronne
Habitation	A proximité Ecole Saint Pierre	R11	Martigues
Habitation	A proximité Ecole Saint Julien	R12	Martigues
Ecole	A 350 m au Nord Est de Total La Mède	E7	La mède
Habitation	Au Grand Vallat	R13	Sausset les Pins
Ecole	Ecole primaire de Sausset	E8	Sausset les Pins
Habitation	A 50 m au Nord de Total La Mède	R14	La mède
Habitation	A 750 m de Total La Mède	R15	Martigues

Figure 22 : Localisation des points récepteurs

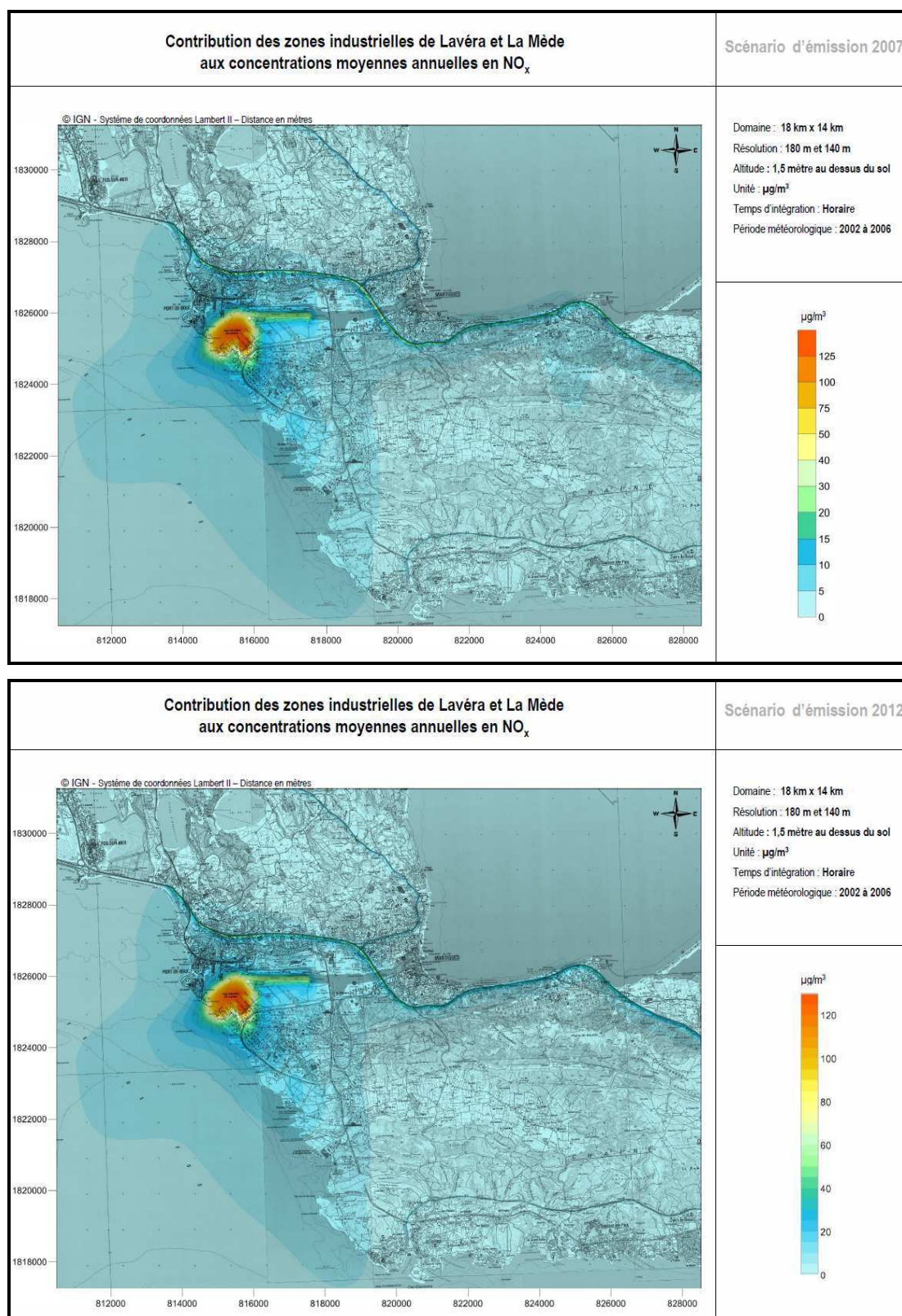


6.1.2 Résultats de la modélisation atmosphérique

Tous les résultats de la modélisation, concentrations et dépôts, en moyenne annuelle, aux récepteurs ainsi que les cartes de modélisation sont présentés en annexe 14 et 15 pour les années 2007 et 2012.

A titre d'exemple, la figure suivante présente les cartes de modélisation obtenue pour le NO_2 .

Figure 23 : Concentration en NO₂ obtenue par modélisation (2007/2012)



D'une manière générale, pour l'ensemble des polluants, les panaches se dispersent principalement vers le sud, conformément aux vents dominants. Les zones de retombées maximales se retrouvent le plus souvent à proximité des sources émettrices, sur les zones industrielles même ou au niveau du port.

On rappelle que le calage du modèle sur le SO₂ a montré que les concentrations obtenues par modélisation sont relativement bien reproduites sur la majorité du domaine d'étude, hormis sur les zones de Lavéra/Port de Bouc la Lèque, pour lesquelles le trafic maritime est peut être légèrement surestimé (les polluants concernés sont le NO₂, SO₂ et les particules diesel) et au niveau des zones de Sausset les Pins/Carry-le-Rouet et des Laurons, pour lesquelles des phénomènes météorologiques locaux rendent difficile la simulation précise des niveaux atteints (tous les polluants sont concernés).

6.1.3 Comparaison des concentrations environnementales modélisées aux valeurs ubiquitaires

Le tableau suivant présente les concentrations ubiquitaires rencontrées en France dans diverses situations (identifiées lors d'une recherche bibliographique) pour les composés présentant les niveaux de risque les plus importants dans cette étude pour la voie d'exposition par inhalation.

Tableau 30 : Comparaison des concentrations maximales 2007 (au récepteur le plus impacté) et des données bibliographiques

Polluants	concentration maximale modélisée (µg/m ³)	urbain	trafic	peri urbain	rural	industriel	source
Particules diesel	0,9	-	-	-	-	-	-
1,2-dichloroéthane	8	-	-	-	-	-	-
1,3-butadiène	0,3	-	-	-	-	-	-
Benzène	0,6	0,25 – 3 (µg/m ³)	1 – 9,3 (µg/m ³)	0,3 – 2 (µg/m ³)	0,6 -1,2 (µg/m ³)	0,4 - 10,6 (µg/m ³)	CERTU ¹
Nickel	0,01	1,3 - 8,3 (ng/m ³)	1,6 - 8 (ng/m ³)	0,2 - 5,5 (ng/m ³)	0,3 - 2 (ng/m ³)	1 - 5 (ng/m ³)	CERTU

Les concentrations modélisées sont dans les gammes de concentrations habituellement rencontrées. Elles sont dans la fourchette basse pour le benzène et dans la fourchette haute pour le nickel.

Dans son rapport "Fourchettes de concentration de polluants dans l'air en fonction des typologies de sites (rural / urbain / périurbain / trafic / industriel), oct. 2007" réalisé en collaboration avec le SETRA², le CERTU³ mentionne des niveaux de fond en nickel de l'ordre de 5 ng/m³ pour les environnements industriel et périurbain. A titre indicatif, les concentrations de fond se situent plutôt dans une gamme comprise entre 2,2 et 6 ng/m³, dans le cadre d'un environnement rural.

Concernant le butadiène, une campagne de mesure a été réalisée par AIRFOBEP en 2009⁴ selon la directive européenne sur la zone de Martigues/Lavéra. Les résultats obtenus montrent des concentrations très homogènes autour du site de Lavéra, contrairement au site de Berre. Elles sont supérieures aux concentrations habituellement observées (0,4 contre 0,2 µg/m³). Ainsi, l'ordre de grandeur des concentrations modélisées dans l'environnement, au maximum de 3 µg/m³ pour 2007 (Cf. Tableau 30) retranscrit bien les niveaux mesurés sur la zone.

A titre indicatif, une campagne de mesure réalisée par Air Normand sur le site de Notre Dame de Gravenchon (Port-Jérôme) entre novembre 2005 et juillet 2006, donne une concentration moyenne en 1,3-Butadiène de 0,33 µg/m³.

¹CERTU SETRA : Fourchettes de concentrations de polluants dans l'air en fonction des typologies de sites (rural/urbain/périurbain/trafic/industriel). Décembre 2006

² SETRA : service d'Études techniques des routes et des autoroutes

³ CERTU : centre d'Études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques

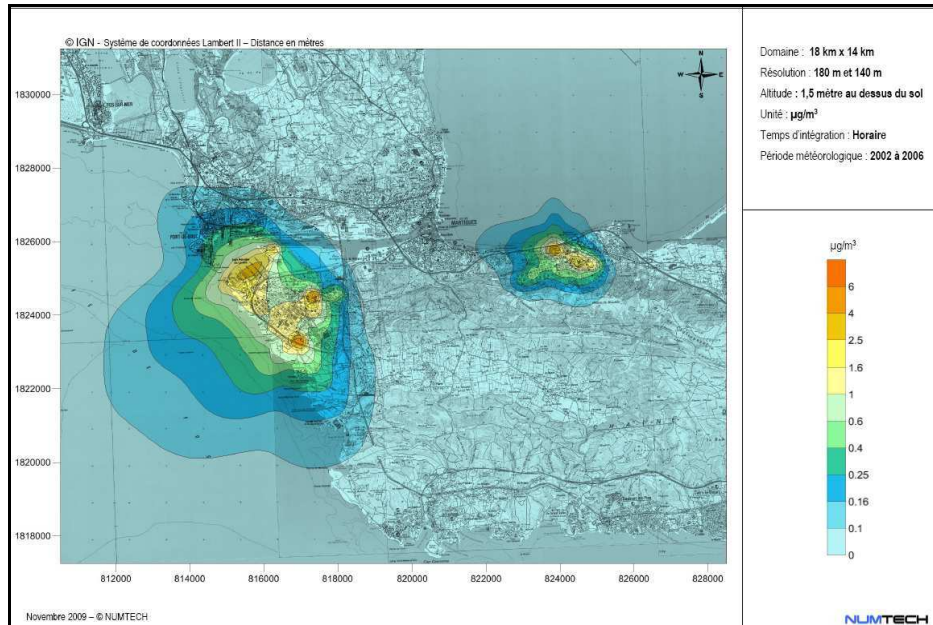
⁴ Qualité de l'air, bilan synthétique par zone géographique. AIRFOBEP, 2009.

Concernant le dichloroéthane, en 2009 et 2010, ARKEMA a réalisé une série de mesure à proximité de son site. L'ensemble des concentrations mesurées sont toutes inférieures à la limite de quantification de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Il semblerait donc que les concentrations modélisées soient surestimées par rapport aux résultats des mesures.

Les concentrations ubiquitaires pour cette substance en environnement non impacté sont considérées être de l'ordre d' $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

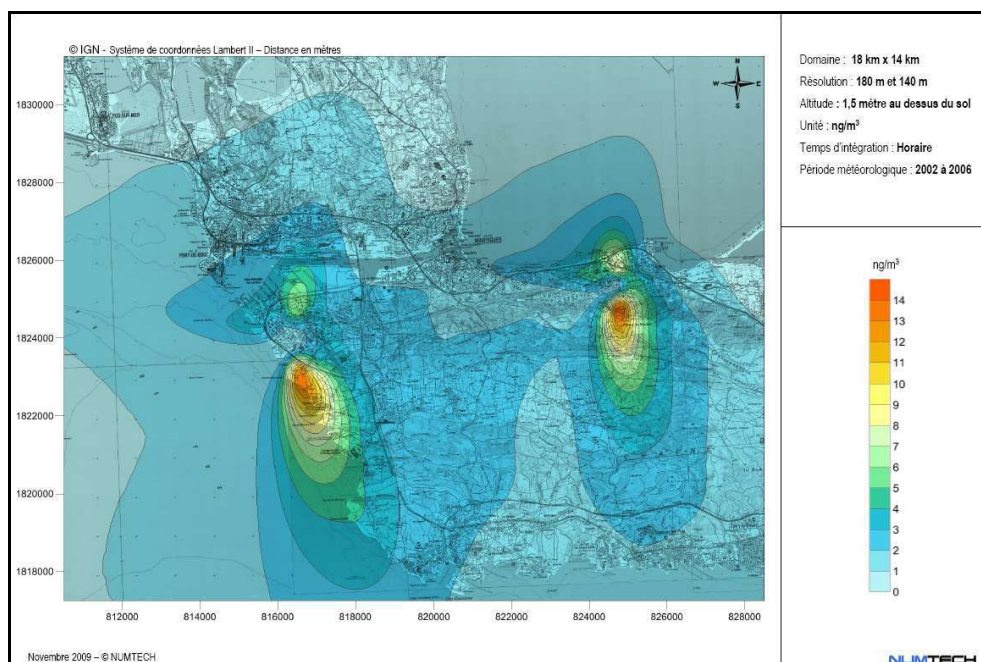
Ci-après sont présentées les cartes de concentrations pour le benzène et le nickel.

Figure 24 : Carte de concentration du benzène



La cartographie montre que les concentrations de benzène maximales sont de l'ordre de grandeur de $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à proximité des sources émettrices des industriels, soit dans la gamme des valeurs habituellement rencontrées pour des zones industrielles ($0,4 - 10,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Figure 25 : Carte de concentration du nickel



RAv02706-4/A22574/CAvA081644

NGU - CLD - CLy

01/07/11

Page : 91

BGP199/3

Le Nickel est un polluant d'origine industriel. D'après le CITEPA, la contribution en France du secteur industriel (transformation d'énergie et manufactures) serait de 90 % et d'environ 10% pour le secteur tertiaire. D'après les informations que nous avons pu recueillir (notamment dans le cadre de l'étude de l'état initial de la qualité de l'air avant implantation de l'incinérateur de Lunel Viel en région Languedoc, ATMO Languedoc Roussillon), les concentrations de Nickel dans l'air sont de l'ordre de 1 à 3 ng/m³ en milieu rural. En milieu urbain, les valeurs sont généralement comprises entre 1 et 10 ng/m³, alors qu'elles peuvent atteindre 20 ng/m³ à proximité d'installations industrielles émettrices (OMS 1997, UE 1999). La cartographie montre que les concentrations de nickel maximales sont de l'ordre de 14 ng/m³ à proximité des sources émettrices des industriels, soit dans la gamme citée par l'OMS.

6.1.4 Comparaison des concentrations environnementales modélisées avec les valeurs repères

Certaines substances conservées "comme traceur de risque sanitaire" ne disposent pas de Valeur Toxicologique de Référence (VTR) mais peuvent toutefois induire des effets toxiques pour la santé. Seule une valeur guide publiée par le bureau Europe de l'Organisation Mondiale de la Santé dans un document intitulé « Air Quality Guidelines in Europe » [WHO 2005] est disponible. L'objet de ce guide est de fournir une **base pour la protection de la santé publique** contre les effets néfastes des polluants atmosphériques, dans la perspective d'une cessation ou d'une réduction de l'exposition aux polluants qui nuisent certainement ou probablement à la santé ou au bien-être.

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 sensu, des valeurs toxicologiques de référence.

Pour ces substances, une comparaison de la concentration environnementale avec la valeur guide peut toutefois être menée afin d'apprécier qualitativement l'impact de la présence de cette substance sur la population.

Il est à noter **qu'aucune caractérisation du risque** ne sera réalisée en se basant sur ces valeurs, conformément à 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 des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact.

Le tableau suivant présente le ratio entre les concentrations environnementales et la valeur guide pour le récepteur le plus impacté.

Les résultats pour tous les récepteurs sont présentés en annexe 18 et les cartes de comparaison en annexe 19.

Tableau 31 : Ratio entre concentrations environnementales et valeur guide pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation

Polluants	Valeur Guide (µg/m ³)	Année 2007			Année 2012		
		Concentration environnementale (µg/m ³)	Ratio (concentration environnementale/VG)	Récepteur le plus impacté	Concentration environnementale (µg/m ³)	Ratio (concentration environnementale/VG)	Récepteur le plus impacté
NO ₂	40	19	0,5	E3	18	0,5	M1
SO ₂	50	27	0,5	R6	19	0,4	R6
Pb	0,5	0,0006	0,001	R6	0,001	0,001	R6
PM 2.5	10	0,9	0,1	R6	1	0,1	R6

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

Les concentrations environnementales, en moyennes annuelles, sont toutes inférieures aux valeurs guides de l'OMS au récepteur le plus impacté.

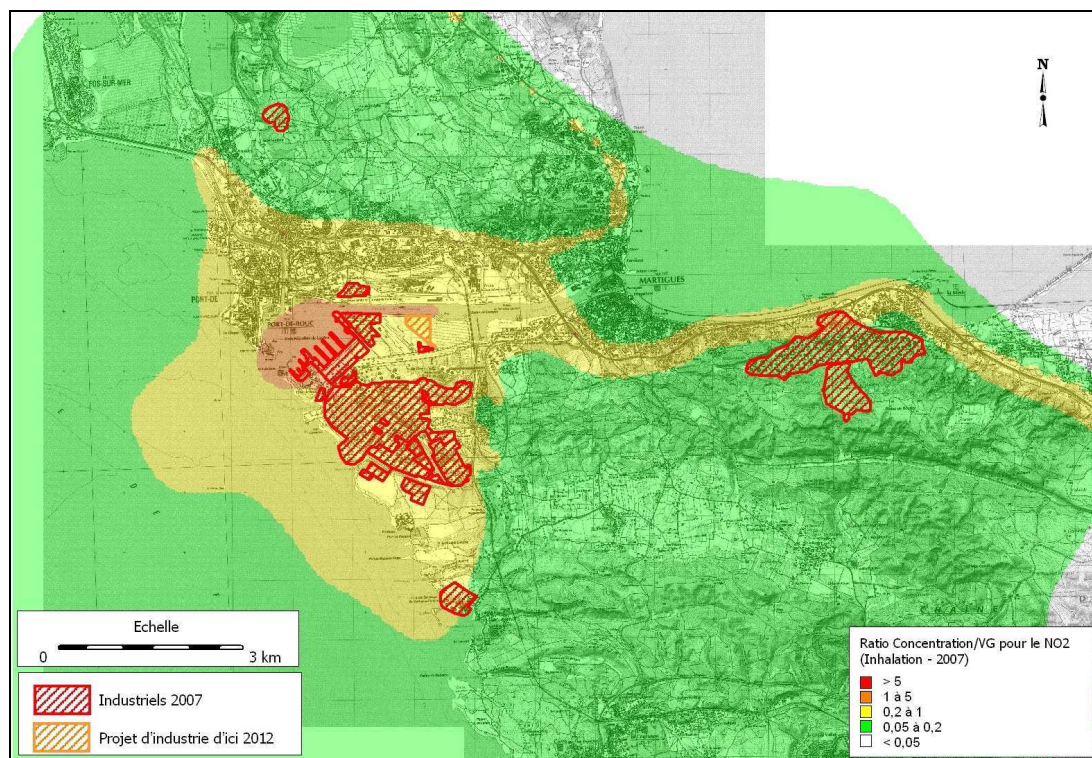
Elles ne varient que très peu entre 2007 et 2012 pour les 3 polluants: NO₂, PM2.5 et plomb. Pour le SO₂, une plus nette diminution est observée entre 2007 et 2012.

Les concentrations en SO₂ et NO₂ sont proches de leur valeur repère avec un écart d'un facteur 2 environ.

A titre informatif, les valeurs recensées dans la bibliographie pour les concentrations environnementales en NO₂ et SO₂ habituellement rencontrées sont respectivement de 18-57 µg/m³ et 8 - 36 µg/m³ selon l'OMS, soit du même ordre de grandeur que les concentrations modélisées sur la ZI de Lavéra - La Mède.

La carte de comparaison entre concentration environnementale en 2007 et valeur guide de 40 µg/m³ pour le NO₂ est présentée sur la figure suivante :

Figure 26 : Carte de comparaison entre concentration environnementale et valeur guide pour le NO₂

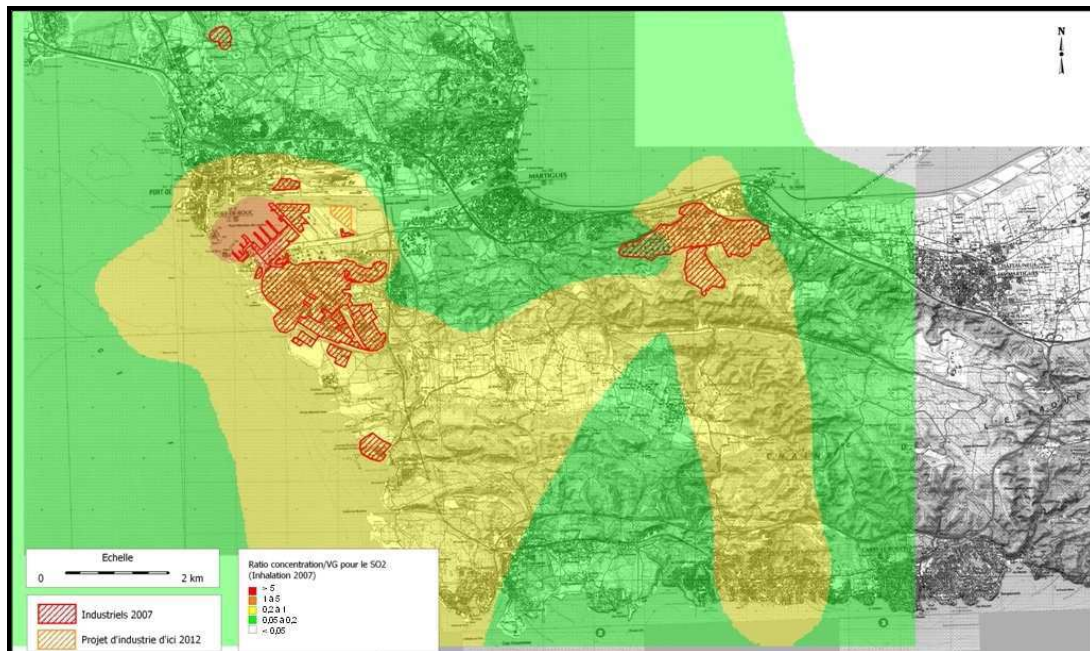


Pour l'année 2007, la concentration en NO₂ retrouvée dans l'environnement dépasse la valeur repère de 40 µg/m³, à proximité du port maritime de Lavéra. Les émissions liées au trafic routier sont non négligeables mais leur impact reste local.

Une légère diminution de l'impact en NO₂ est observée pour l'année 2012, cependant les zones d'impact de dépassement de la valeur repère restent similaires à celles de 2007.

La carte de comparaison entre concentration environnementale de 2007 et valeur guide de 50 µg/m³ pour le SO₂ est présentée sur la figure suivante.

Figure 27 : Carte de comparaison entre concentration environnementale et valeur guide ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pour le SO_2



Pour l'année 2007, pour le SO_2 , les dépassements de la valeur repère de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ont lieu au niveau du port maritime de Lavéra. Les émissions liées à la raffinerie de La Mède et à la zone industrielle de Lavéra sont non négligeables bien que celles-ci ne dépassent pas la valeur repère.

Pour l'année 2012, une nette diminution de l'impact en SO_2 est observée, cependant les zones d'impact de dépassement de la valeur repère restent similaires à celles de 2007.

Il faut noter que la valeur guide, du SO_2 , 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 SO_2 : **$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière**.

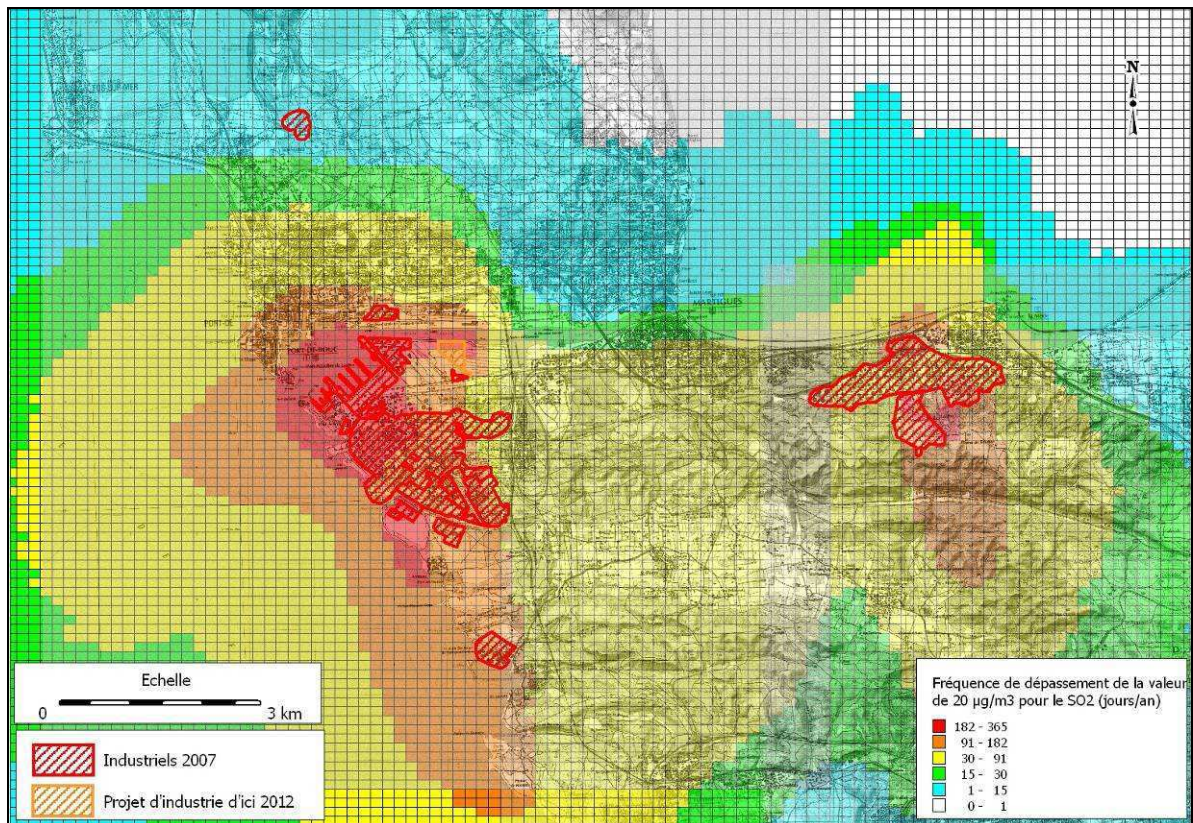
Les risques liés au SO_2 ne sont pas en rapport avec la survenue de pics de pollution mais résultent de variations journalières des niveaux de pollution atmosphérique de fond couramment observés en milieu urbain. C'est la raison pour laquelle l'OMS précise qu'il apparaît inutile d'édicter une valeur guide annuelle, dans la mesure où le respect de la valeur guide journalière permettra d'assurer un bas niveau d'exposition des populations.

On rappelle que cette étude porte sur les risques chroniques, en fonctionnement normal des installations et qu'elle ne tient pas compte des variations journalières des polluants. Cependant, à titre informatif, les résultats de la modélisation ont été comparés avec la valeur repère journalière du SO_2 . Les fréquences de dépassement de la valeur de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en SO_2 sur la zone d'étude ont été estimées (nombre de jours dans l'année où la valeur de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est dépassée en moyenne journalière).

La carte des fréquences de dépassement de la valeur moyenne journalière de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le SO_2 pour l'année 2007 est présentée sur la figure suivante. A noter que cette carte ne peut pas prendre en compte la correction du biais apportée lors de la modélisation et clairement identifié sur le SO_2 .

¹ WHO. Air Quality Guidelines. Global update 2005. Report on a working group meeting. Bonn, Germany. 18-20 october 2005.

Figure 28 : Carte des fréquences de dépassement de la valeur de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière pour le SO_2



On peut observer de nombreux jours de dépassements de la valeur repère de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'année. Ces derniers ont principalement lieu au niveau du port maritime de Lavéra et des zones industrielles, toutefois des niveaux de dépassement importants sont aussi observés au niveau des zones habitées (zones orange).

Ainsi, nous pouvons conclure pour les risques chroniques :

- qu'aucun dépassement des valeurs repères en $\text{PM}_{2.5}$ et plomb n'est observé sur le domaine d'étude,
- que pour le SO_2 et NO_2 , les valeurs repères sont dépassées à proximité du port maritime de Lavéra. Sur la ville de Port de bouc, une partie de la ville de La Mède et à proximité des grands axes routiers, les concentrations sont proches des valeurs repères.

Pour les risques aigus, problématique non approfondie dans le cadre de cette étude, les concentrations en SO_2 dépassent régulièrement les valeurs repères sur des zones habitées. Ces résultats sont confirmés par les mesures du réseau de la qualité de l'air AIRFOBEP présentées dans le paragraphe suivant.

6.1.5 Comparaison des concentrations environnementales modélisées aux mesures du réseau de qualité de l'air : AIRFOBEP

L'association agréée pour la surveillance et la qualité de l'air AIRFOBEP réalise des mesures en continu de la qualité de l'air sur la région de l'étang de Berre et de Martigues. Quinze stations de mesures sont présentes sur la zone étudiée. Ce sont des stations urbaines ou industrielles. L'objectif des stations urbaines est de fournir des informations sur le niveau d'exposition moyen des populations dans les centres urbains. Celui des stations industrielles est de fournir des informations sur les concentrations représentatives du niveau maximum de pollution induit par des phénomènes de panache ou d'accumulation à proximité d'une source industrielle.

Sur l'ensemble de ces quinze stations de mesures, certains composés en plus du SO₂ sont mesurés en continu ou durant des campagnes de mesures régulières en fonction des stations. Il s'agit des particules PM₁₀, des NO_x, de l'ozone et du benzène.

Concernant les polluants autres que le SO₂, les résultats du modèle sont difficilement comparables aux niveaux mesurés. En effet :

- plusieurs secteurs émetteurs n'ont pas été modélisés (la majorité du trafic routier, les secteurs résidentiel, tertiaire, agricole,...), le but de l'étude étant d'évaluer les risques sanitaires associés aux émissions des zones industrielles de Lavéra et de la Mède uniquement (plus les quelques axes routiers à plus fort trafic et le trafic maritime principal, liés en partie à l'activité de ces zones industrielles),
- la pollution de fond n'a pas été intégrée, pour la même raison que le point précédent. Cette pollution de fond peut être non négligeable pour certaines substances (particules notamment),
- la zone industrielle de Fos-sur-Mer est un contributeur important sur l'ouest du domaine d'étude, et n'est pas prise en compte dans les modélisations, puisqu'elle a déjà fait l'objet d'une étude séparée,

A titre indicatif, les niveaux mesurés en NO_x, particules PM₁₀ et benzène par les capteurs AIRFOBEP en 2007 sur le domaine d'étude sont comparés aux niveaux atteints par la simulation dans le tableau suivant.

Les mesures présentées correspondent aux valeurs extrêmes obtenues par AIRFOBEP en concentration moyenne annuelle pour l'année 2007, sur l'ensemble des stations mesurant ces substances.

Tableau 32 - Niveaux atteints en NO_x, PM₁₀ et Benzène (µg/m³)

Substances	Concentrations minimales et maximales en moy. annuelle mesurées aux capteurs AIRFOBEP	Simulation de la contribution des zones industrielles de Lavéra et la Mède, des axes routier à fort trafic, et du trafic maritime principal	
		Niveaux simulés aux capteurs	Maximum simulés sur le domaine d'étude
NO _x	21	5,12	125 (port) 50 (zones industrielles)
PM ₁₀	34 à 39	0,1 à 0,35	18 (port) 10 (zones industrielles)
Benzène	1 à 2.1	0,07 à 0,7	6 (zones industrielles)

Les résultats indiqués dans le tableau sont détaillés ci-après.

En NOx, la mesure provient du capteur Martigues l'île, station urbaine. Les niveaux atteints par la modélisation en ce capteur sont nettement inférieurs à la mesure. Cela s'explique par le fait que le trafic routier (émetteur principal de NOx) n'a pas été modélisé en dehors des plus grands axes. Dans cette zone autour de Martigues, seules l'A55 et la D5 sont prises en compte. Des niveaux plus élevés sont cependant atteints localement sur les zones industrielles, à proximité des sources, et au niveau du port.

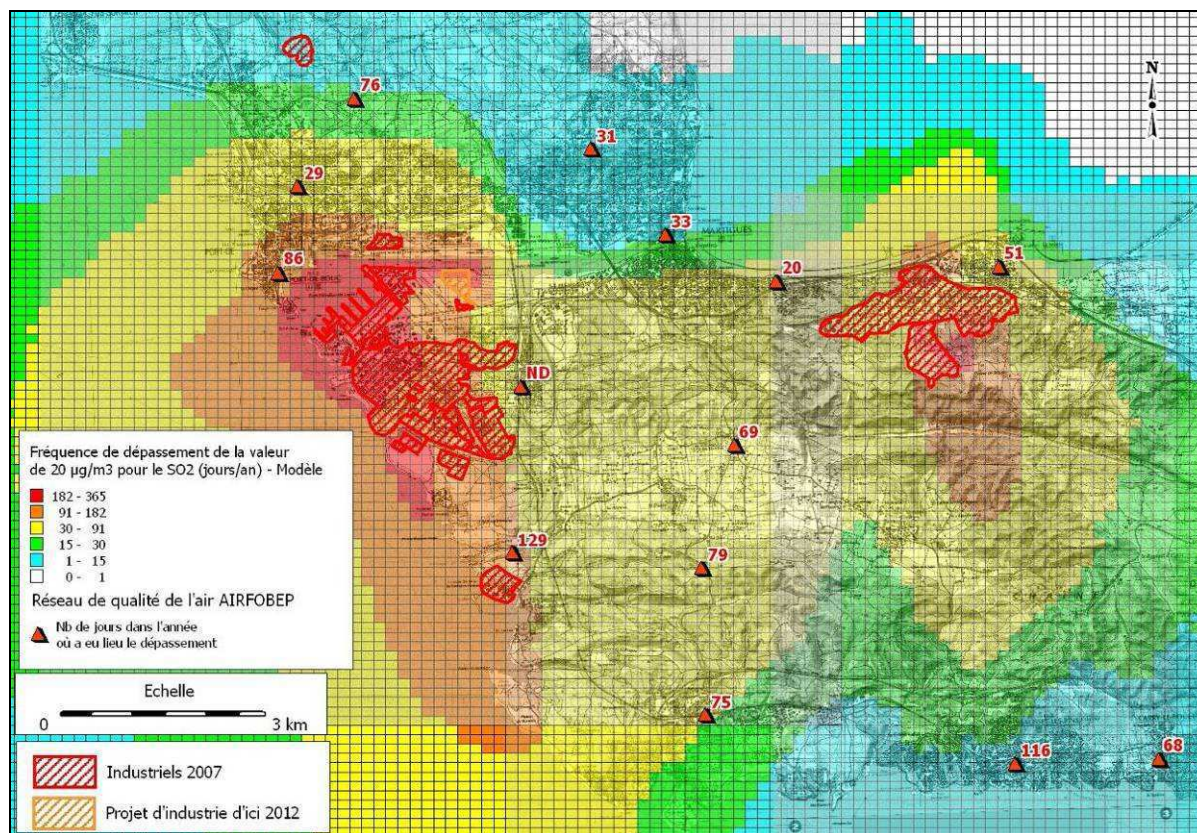
En particules PM10, les stations de La Mède, Martigues l'île et Port de Bouc La Lèque effectuent des mesures en continu. Il s'agit de stations industrielles, excepté Martigues l'île (urbaine). Les niveaux simulés indiqués dans le tableau correspondent à des particules totales (PM2,5 + PM1 pour les particules diesel). Ils sont nettement plus faibles que la mesure sur ces capteurs (inférieurs à 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Localement, au niveau des zones industrielles, les niveaux sont plus élevés, et peuvent atteindre au maximum 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (et jusqu'à 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ au niveau du port). Cette différence s'explique par le fait qu'une partie des sources émettrices n'est pas prise en compte : la majorité du réseau routier et le secteur résidentiel/tertiaire, et par le fait que les niveaux de fond en particules sont classiquement très élevés, notamment en bord de mer. Ces niveaux de fond (d'origine naturelle, ou apportés par l'extérieur) représentent couramment une part majoritaire des concentrations mesurées.

En benzène, les stations AIRFOBEP de la zone d'étude n'effectuent pas de relevés en continu. Les concentrations indiquées dans le tableau correspondent à des mesures discontinues par échantillonneurs passifs, réalisées sur 8 semaines réparties sur l'année 2007. Ces échantillonneurs étaient positionnés au niveau des stations de Lavéra, La Mède, Fos sur Mer et Martigues l'île (les deux premières étant des stations industrielles, et les deux dernières des stations urbaines). La mesure la plus élevée (2,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) a été relevée au niveau de Lavéra. Les niveaux mesurés restent peu élevés puisque le niveau de fond en benzène (c'est à dire loin de toute source d'émission) est classiquement de l'ordre de 0.5 à 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les concentrations simulées par le modèle sont inférieures à la mesure (notamment sur Lavéra). On notera en effet que pour le benzène, les émissions du trafic routier n'ont pas été prises en compte dans l'étude (il s'agit d'une source d'émission non négligeable de benzène).

Pour le SO₂, une comparaison des fréquences de dépassement journalier de la valeur de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur l'année 2007 entre les concentrations modélisées et celles mesurées au niveau du réseau AIRFOBEP a été réalisée.

La figure ci-dessous compare les fréquences de dépassement observées par AIRFOBEP en 2007 à celles déterminées suite à la modélisation.

Figure 29 : Carte des fréquences de dépassement de la valeur de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière pour le SO_2 en comparaison aux mesures d'AIRFOBEP en 2007



Les résultats de la modélisation se situent dans le même ordre de grandeur que ceux mesurés par AIRFOBEP en 2007, à l'exception :

- des points sur Sausset-les-Pins, Carry-le-Rouet, Martigues Notre-Dame-des-Marins et Port-de-Bouc Castillon où les résultats de la modélisation sont inférieurs aux mesures d'AIRFOBEP. Cependant il faut noter que la carte de fréquence de dépassement ne peut pas tenir compte des corrections de biais apportées par la société Numtech pour la modélisation du SO_2 , ce qui justifie ces différences. Pour mémoire, il a été montré précédemment que le modèle intègre mal les phénomènes météorologiques locaux sur le sud du domaine et que les concentrations sont sous-estimées.
- des points sur Port-de-Bouc La Lèque et EDF où les résultats de la modélisation sont légèrement majorant, pouvant s'expliquer par la majoration du terme source du trafic maritime.

6.1.6 Estimation des concentrations d'exposition

L'ensemble des paramètres d'exposition pris en compte dans cette étude sont présentés en annexe 17.

Nous rappelons que les doses d'exposition présentées dans cette étude correspondent aux expositions directement **liées aux seules émissions de la zone industrielle**. Pour certains polluants, comme les particules notamment, de multiples sources extérieures existent et n'ont pas été prises en compte dans le cadre de cette étude.

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 inhalée
- C_i : concentration de polluant dans l'air inhalé pendant la fraction de temps t_i (en mg/m^3)
- t_i : fraction du temps d'exposition à la concentration C_i pendant une journée
- T : durée d'exposition (en années)
- 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)
- T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (en années)

Les concentrations moyennes inhalées au récepteur le plus impacté pour chacun des polluants et pour chaque type d'effet (à seuil et sans seuil) sont présentées dans les tableaux suivants.

Les concentrations inhalées pour l'ensemble des récepteurs, pour 2007 et 2012 sont présentées en annexe 16.

Tableau 33 : Concentrations moyennes d'exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets toxiques à seuil au récepteur le plus impacté

Polluants	CI inhalation, à seuil ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
	2007	Récepteur le plus impacté	2012	Récepteur le plus impacté
chlore	0,01	R2	-	-
H ₂ S	0,1	R1	0,01	E1
particules diesel	0,9	E3	0,8	M1
1,2-dichloroéthane	79,5	R2	4,7	R6
1,3-butadiène	0,3	R6	0,3	R6
acétaldéhyde	0,02	R6	0,02	R6
benzène	0,6	R4	0,3	R4
bromure d'éthylène	0,0002	R1	$1,6 \cdot 10^{-5}$	E1
trichlorométhane	2,3	R6	1,8	R2
chloroéthylène	1,4	R6	1,6	R6
dichlorométhane	1,2	R6	1,3	R6
monoéthylène glycol	4,7	R6	4,7	R6
naphtalène	0,1	R15	0,1	R15
propylène	4,85	R6	4,83	R6
formaldéhyde	0,06	R6	0,06	R6
hexane	1,2	R6	0,4	R6
oxyde d'éthylène	0,06	R6	0,04	R6
tétrachloroéthylène	0,02	R1	0,001	E1
tétrachlorométhane	0,6	R2	0,5	R2

RAv02706-4/A22574/CAvA081644

NGU – CLD - CLy

01/07/11

Page : 99

Polluants	CI inhalation, à seuil ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
	2007	Récepteur le plus impacté	2012	Récepteur le plus impacté
trichloroéthylène	0,4	R2	0,4	R2
aliphatiques nC5-nC8	37,5	R6	0,4	R6
Sb	0,0006	R6	0,0006	R6
As	0,0001	R6	0,0001	R6
Cd	0,0001	R6	0,0001	R6
Cr VI	0,0001	R6	0,0001	R6
Co	0,0003	R6	0,0002	R6
Mn	0,0004	R6	0,0003	R6
Hg	0,004	R6	0,003	R6
Ni	0,01	R6	0,01	R6
Pb	0,001	R6	0,001	R6
V	0,02	R6	0,01	R6

Tableau 34 : Concentrations moyennes d'exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets toxiques sans seuil au récepteur le plus impacté

	CI inhalation, sans seuil ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	2007			2012		
	Adulte	Enfant	Récepteur le plus impacté	Adulte	Enfant	Récepteur le plus impacté
HAP	$4,21.10^{-5}$	$9,81.10^{-6}$	R6	$4,21.10^{-5}$	$9,81.10^{-6}$	R6
particules diesel	$3,86.10^{-1}$	$9,02.10^{-2}$	E3	$3,36.10^{-1}$	$7,85.10^{-2}$	M1
1,2-dichloroéthane	$3,41.10^1$	7,95	R2	$2,01.10+0$	$4,70.10^{-1}$	R6
1,3-butadiène	$1,24.10^{-1}$	$2,90.10^{-2}$	R6	$1,24.10^{-1}$	$2,90.10^{-2}$	R6
acétaldéhyde	$8,93.10^{-3}$	$2,08.10^{-3}$	R6	$8,93.10^{-3}$	$2,08.10^{-3}$	R6
benzène	$2,48.10^{-1}$	$5,78.10^{-2}$	R4	$1,24.10^{-1}$	$2,90.10^{-2}$	R4
bromure d'éthylène	$8,27.10^{-5}$	$1,93.10^{-5}$	R1	$7,04.10^{-6}$	$1,64.10^{-6}$	E1
chloroéthylène	$6,20.10^{-1}$	$1,45.10^{-1}$	R6	$6,74.10^{-1}$	$1,57.10^{-1}$	R6
dichlorométhane	$5,30.10^{-1}$	$1,24.10^{-1}$	R6	$5,46.10^{-1}$	$1,27.10^{-1}$	R6
naphtalène	$4,41.10^{-2}$	$1,03.10^{-2}$	R15	$3,86.10^{-2}$	$9,01.10^{-3}$	R15
formaldéhyde	$2,63.10^{-2}$	$6,13.10^{-3}$	R6	$2,63.10^{-2}$	$6,14.10^{-3}$	R6
oxyde d'éthylène	$2,75.10^{-2}$	$6,43.10^{-3}$	R6	$1,73.10^{-2}$	$4,03.10^{-3}$	R6
tétrachloroéthylène	$6,95.10^{-3}$	$1,62.10^{-3}$	R1	$5,70.10^{-4}$	$1,33.10^{-4}$	E1
trichloroéthylène	$1,73.10^{-1}$	$4,03.10^{-2}$	R2	$1,71.10^{-1}$	$3,99.10^{-2}$	R2
As	$3,90.10^{-5}$	$9,10.10^{-6}$	R6	$3,14.10^{-5}$	$7,32.10^{-6}$	R6
Cd	$5,10.10^{-5}$	$1,19.10^{-5}$	R6	$4,75.10^{-5}$	$1,11.10^{-5}$	R6
Cr VI	$6,17.10^{-5}$	$1,44.10^{-5}$	R6	$5,85.10^{-5}$	$1,36.10^{-5}$	R6
Ni	$4,28.10^{-3}$	$9,99.10^{-4}$	R6	$2,70.10^{-3}$	$6,30.10^{-4}$	R6
Pb	$2,66.10^{-4}$	$6,20.10^{-5}$	R6	$2,34.10^{-4}$	$5,47.10^{-5}$	R6

6.1.7 Estimation des doses d'exposition par ingestion de sols et poussières, végétaux et produits animaux autoproduits à partir des dépôts surfaciques modélisés

Ce paragraphe présente les résultats du calcul de la dose d'exposition à partir des dépôts modélisés, avec un calcul de transfert des polluants via la chaîne alimentaire.

Pour tenir compte des contaminations induites par les transferts de pollution des milieux atmosphériques vers les autres media, un couplage du modèle de dispersion atmosphérique avec un modèle de transfert multi-compartiments (*air-sol-végétaux-produits animaux*) a été effectué. Il permet de quantifier les concentrations en polluant dans les différents milieux d'exposition.

Afin de déterminer les concentrations dans les aliments (végétaux, viande, œufs) produits localement, BURGEAP a fait le choix de ne pas utiliser de logiciels commerciaux du type RBCA, HESP, RISC ou Caltox pour deux raisons présentées ci-dessous, raisons basées sur les études de l'INERIS (téléchargeables sur internet : « les modèles multimédia pour l'évaluation des expositions liées aux émissions atmosphériques des installations classées – 20/12/2001 » et « étude d'intercomparaison de modèles multimédia d'exposition - 18/12/2003 »):

- Ces « logiciels couramment utilisés pour l'évaluation des risques liés aux sols pollués sont mal adaptés à la problématique des émissions atmosphériques »
- « un utilisateur ne peut pas se contenter d'entrer des données dans une boîte noire. Un tel comportement conduit nécessairement à une interprétation erronée du résultat obtenu ».

Comme **recommandé par le rapport INERIS** dans sa conclusion, BURGEAP a développé son propre module de calcul basé sur les équations des « seuls outils de modélisation aujourd'hui disponibles qui ont été conçus pour évaluer les risques liés aux émissions atmosphériques des installations industrielles [...] ». Il s'agit de deux guides méthodologiques produits par l'US-EPA en 1998, à savoir :

- The methodology for assessing Health Risks associated with Multiple Pathways of Exposure to combustor (MPE),
- Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities (HHRAP)".

Le code de calcul de BURGEAP a été développé sous Excel qui est un outil simple mais suffisant d'après l'INERIS et qui présente les avantages suivants :

- Parfaite maîtrise des équations et des paramètres pris en compte,
- Possibilité de variabilité spatiale des données, notamment prise en compte d'un dépôt surfacique variable en fonction des coordonnées géographiques (ce qui ne peut pas être pris en compte par exemple par Caltox),
- Possibilité d'interfaçage aisé du modèle avec les cartes de dépôts sous SIG afin d'éditer des cartes de concentrations modélisées que ce soit dans les sols ou dans les végétaux.

Ainsi, pour les polluants particuliers, l'apport par ingestion a été évalué à partir des estimations de dépôts surfaciques et en tenant compte de la consommation de légumes et de produits animaux (après utilisation de facteurs de bioconcentration) et de l'ingestion de terre, voie d'exposition importante chez l'enfant.

$$DJE_{ij} = \frac{C_i * Q_j * T * F}{P * T_m}$$

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
- Q_j : taux d'ingestion par la voie j (kg/j)
- T : durée d'exposition (années)
- F : fréquence d'exposition : nombre de jours d'exposition par an/365
- 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)

L'ensemble des paramètres d'exposition pris en compte dans cette étude sont présentés en annexe 17.

En ce qui concerne le risque par ingestion, le comportement des enfants étant différent de celui des adultes (et même différent en fonction de leur âge) et étant donné leur plus faible poids corporel, ils sont généralement soumis à une dose journalière d'exposition plus importante que celle d'un adulte, pour un même niveau de concentration environnementale. Ainsi, conformément au cahier des charges, des doses d'exposition ont été calculées pour 3 **classes d'âge** (0-7 ans ; 7-18 ans et adulte), selon 2 **scénarios d'autoconsommation** : un scénario « majorant » intégrant les taux d'autoconsommation de familles d'agriculteurs et un scénario « moyen » intégrant ceux de la population générale des Bouches-du-Rhône.

Les données de consommation sont adaptées au contexte local, par la prise en compte des données issues de la base de données CIBLEX.

Les doses d'exposition totales par ingestion de sol, végétaux, viande de mouton, de volailles et d'œufs pour chaque scénario au récepteur le plus impacté et pour chacun des polluants sont présentées dans les tableaux suivants.

Tableau 35 : Doses moyennes d'exposition en mg/kg/j pour les effets toxiques à seuil au récepteur le plus impacté

Polluants	DJE ingestion à seuil – Scénario moyen (mg/kg/j)						récepteur le plus impacté adulte
	2007			2012			
	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	
dioxines	1,07.10 ⁻¹³	2,42.10 ⁻¹³	1,80.10 ⁻¹³	1,07.10 ⁻¹³	2,43.10 ⁻¹³	1,80.10 ⁻¹³	R6
Sb	1,60.10 ⁻⁷	1,64.10 ⁻⁶	8,15.10 ⁻⁷	1,54.10 ⁻⁷	1,56.10 ⁻⁶	7,80.10 ⁻⁷	R6
As	1,42.10 ⁻⁸	1,63.10 ⁻⁷	8,14.10 ⁻⁸	1,11.10 ⁻⁸	1,29.10 ⁻⁷	6,41.10 ⁻⁸	R6
Cd	2,39.10 ⁻⁸	2,01.10 ⁻⁷	1,01.10 ⁻⁷	2,04.10 ⁻⁸	1,73.10 ⁻⁷	8,66.10 ⁻⁸	R6
Cr VI	1,67.10 ⁻⁸	1,96.10 ⁻⁷	9,76.10 ⁻⁸	1,58.10 ⁻⁸	1,84.10 ⁻⁷	9,17.10 ⁻⁸	R6
Co	1,82.10 ⁻⁹	2,16.10 ⁻⁸	1,08.10 ⁻⁸	1,72.10 ⁻⁹	2,03.10 ⁻⁸	1,01.10 ⁻⁸	R6
Mn sol	4,81.10 ⁻⁸	5,77.10 ⁻⁷	2,88.10 ⁻⁷	4,61.10 ⁻⁸	5,53.10 ⁻⁷	2,76.10 ⁻⁷	R6
Mn vx	2,61.10 ⁻⁷	7,35.10 ⁻⁷	3,40.10 ⁻⁷	2,50.10 ⁻⁷	7,04.10 ⁻⁷	3,25.10 ⁻⁷	R6
Hg	6,80.10 ⁻⁸	6,93.10 ⁻⁷	3,43.10 ⁻⁷	6,79.10 ⁻⁸	6,91.10 ⁻⁷	3,43.10 ⁻⁷	R6
Ni	1,72.10 ⁻⁶	1,96.10 ⁻⁵	9,79.10 ⁻⁶	1,12.10 ⁻⁶	1,28.10 ⁻⁵	6,41.10 ⁻⁶	R6
Pb	8,65.10 ⁻⁸	9,78.10 ⁻⁷	4,89.10 ⁻⁷	7,19.10 ⁻⁸	8,15.10 ⁻⁷	4,07.10 ⁻⁷	R6
V	2,35.10 ⁻⁵	9,01.10 ⁻⁵	4,28.10 ⁻⁵	1,47.10 ⁻⁵	5,65.10 ⁻⁵	2,68.10 ⁻⁵	R6



Polluants	DJE ingestion à seuil – Scénario majorant (mg/kg/j)						récepteur le plus impacté adulte
	2007			2012			
	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	
dioxines	8,66.10 ⁻¹³	1,77.10 ⁻¹²	1,43.10 ⁻¹²	8,69.10 ⁻¹³	1,78.10 ⁻¹²	1,43.10 ⁻¹²	R6
Sb	2,39.10 ⁻⁷	1,85.10 ⁻⁶	9,19.10 ⁻⁷	2,29.10 ⁻⁷	1,77.10 ⁻⁶	8,80.10 ⁻⁷	R6
As	1,62.10 ⁻⁸	1,69.10 ⁻⁷	8,41.10 ⁻⁸	1,27.10 ⁻⁸	1,33.10 ⁻⁷	6,62.10 ⁻⁸	R6
Cd	4,72.10 ⁻⁸	2,62.10 ⁻⁷	1,34.10 ⁻⁷	4,02.10 ⁻⁸	2,25.10 ⁻⁷	1,15.10 ⁻⁷	R6
Cr VI	1,82.10 ⁻⁸	2,00.10 ⁻⁷	9,95.10 ⁻⁸	1,71.10 ⁻⁸	1,87.10 ⁻⁷	9,36.10 ⁻⁸	R6
Co	1,90.10 ⁻⁹	2,18.10 ⁻⁸	1,09.10 ⁻⁸	1,79.10 ⁻⁹	2,05.10 ⁻⁸	1,02.10 ⁻⁸	R6
Mn sol	4,81.10 ⁻⁸	5,77.10 ⁻⁷	2,88.10 ⁻⁷	4,61.10 ⁻⁸	5,53.10 ⁻⁷	2,76.10 ⁻⁷	R6
Mn vx	9,12.10 ⁻⁷	2,55.10 ⁻⁶	1,20.10 ⁻⁶	8,74.10 ⁻⁷	2,44.10 ⁻⁶	1,15.10 ⁻⁶	R6
Hg	1,01.10 ⁻⁷	7,91.10 ⁻⁷	3,84.10 ⁻⁷	1,01.10 ⁻⁷	7,88.10 ⁻⁷	3,84.10 ⁻⁷	R6
Ni	1,98.10 ⁻⁶	2,03.10 ⁻⁵	1,01.10 ⁻⁵	1,29.10 ⁻⁶	1,33.10 ⁻⁵	6,65.10 ⁻⁶	R6
Pb	1,03.10 ⁻⁷	1,02.10 ⁻⁶	5,11.10 ⁻⁷	8,54.10 ⁻⁸	8,51.10 ⁻⁷	4,26.10 ⁻⁷	R6
V	7,55.10 ⁻⁵	2,34.10 ⁻⁴	1,11.10 ⁻⁴	4,73.10 ⁻⁵	1,48.10 ⁻⁴	6,98.10 ⁻⁵	R6

Tableau 36 : Doses moyennes d'exposition en mg/kg/j pour les effets toxiques sans seuil au récepteur le plus impacté

Polluants	DJE ingestion sol+végétaux, sans seuil – Scénario moyen (mg/kg/j)								récepteur le plus impacté adulte
	2007				2012				
	Adulte	Enfant 2-7 ans	Enfant 7-18 ans	Vie entière	Adulte	Enfant 2-7 ans	Enfant 7-18 ans	Vie entière	
HAP éq BaP	5,44.10 ⁻⁹	1,52.10 ⁻⁸	1,20.10 ⁻⁸	2,94.10 ⁻⁸	5,44.10 ⁻⁹	1,52.10 ⁻⁸	1,20.10 ⁻⁸	2,94.10 ⁻⁸	R6
As	6,09.10 ⁻⁹	1,63.10 ⁻⁸	1,28.10 ⁻⁸	3,15.10 ⁻⁸	4,80.10 ⁻⁹	1,29.10 ⁻⁸	1,01.10 ⁻⁸	2,48.10 ⁻⁸	R6
Pb	3,70.10 ⁻⁸	9,78.10 ⁻⁸	7,69.10 ⁻⁸	1,89.10 ⁻⁷	3,09.10 ⁻⁸	8,15.10 ⁻⁸	6,39.10 ⁻⁸	1,57.10 ⁻⁷	R6

Polluants	DJE ingestion sol+végétaux, sans seuil – Scénario majorant (mg/kg/j)								récepteur le plus impacté adulte
	2007				2012				
	Adulte	Enfant 2-7 ans	Enfant 7-18 ans	Vie entière	Adulte	Enfant 2-7 ans	Enfant 7-18 ans	Vie entière	
HAP éq BaP	5,44.10 ⁻⁹	1,52.10 ⁻⁸	1,20.10 ⁻⁸	2,94.10 ⁻⁸	5,44.10 ⁻⁹	1,52.10 ⁻⁸	1,20.10 ⁻⁸	2,94.10 ⁻⁸	R6
As	6,96.10 ⁻⁹	1,69.10 ⁻⁸	1,32.10 ⁻⁸	3,29.10 ⁻⁸	5,48.10 ⁻⁹	1,33.10 ⁻⁸	1,04.10 ⁻⁸	2,59.10 ⁻⁸	R6
Pb	4,40.10 ⁻⁸	1,02.10 ⁻⁷	8,03.10 ⁻⁸	2,00.10 ⁻⁷	3,66.10 ⁻⁸	8,51.10 ⁻⁸	6,68.10 ⁻⁸	1,66.10 ⁻⁷	R6

Les doses journalières d'exposition totales par ingestion de sol, végétaux, viande de mouton, viande de volaille et œufs pour l'ensemble des récepteurs pour les différents scénarios et les deux années 2007 et 2012 sont présentées en annexe 16.

Le tableau ci-après présente la part relative de chaque média dans la dose globale estimée par substance. Ces pourcentages sont estimés pour les effets à seuil, pour les enfants dans le cadre du scénario moyen 2007.

Tableau 37 : part de chaque média dans la dose globale – scénario moyen enfant (2007)

Voie d'exposition	Sol	Végétaux	Œuf	Volaille	Bœuf
dioxines	7%	12%	38%	41%	2%
Sb	95%	5%	-	-	-
As	98,8%	1,4%	-	--	-
Cd	88%	12%	-	-	-
Cr VI	99%	1%	-	-	-
Co	100%	0%	-	-	-
Mn	95%	5%	-	-	-
Hg	94%	6%	-	-	-
Ni	98%	2%	-	-	-
Pb	98%	2%	-	-	-
V	35%	65%	-	-	-

D'une manière générale, le sol est le média qui représente la part prépondérante dans la dose globale ; il représente en moyenne 87% dans la dose globale.

Pour les dioxines, ce sont les matrices alimentaires riches en lipides qui représentent la part prépondérante de la dose et notamment la viande de volaille et les œufs.

6.2 Estimation des niveaux d'exposition à partir des mesures environnementales (ingestion de sols et végétaux)

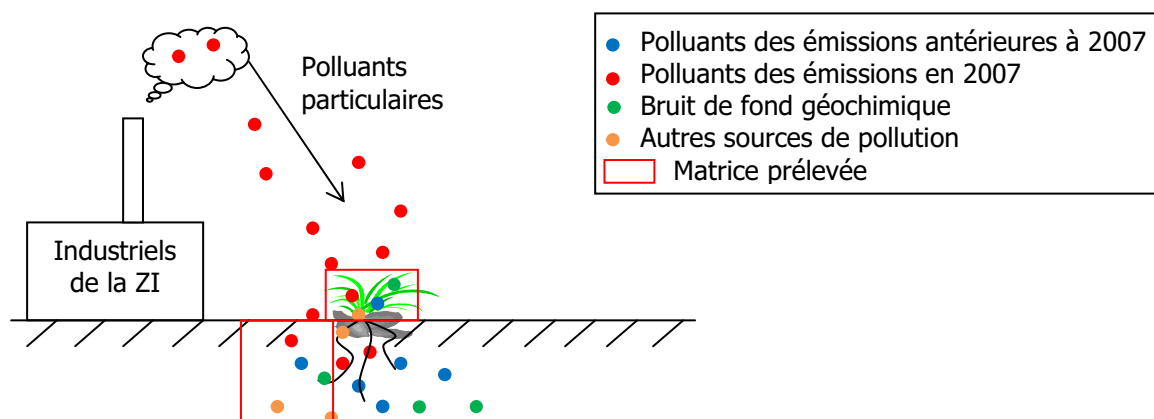
Afin d'estimer l'exposition attribuable aux émissions passées de polluants de la ZI toujours présents dans les sols, une campagne d'échantillonnage des sols superficiels et de végétaux a été réalisée dans le voisinage de la zone industrielle.

Cette part d'exposition à prendre en compte dans notre étude concerne la voie d'exposition par ingestion. En effet, lors de l'ingestion de sols ou végétaux, une part des polluants antérieurs à l'année 2007 (année de référence pour l'étude) restent présents dans les sols au moment présent. Cette pollution nommée « historique » est donc à ajouter à l'exposition déterminée par modélisation qui elle quantifie l'exposition aux émissions actuelles (2007/2012) et futures (pour les 30 années suivantes) de la ZI.

Il est toutefois important de noter que la métrologie ne prend pas uniquement en compte l'impact des émissions de polluants des industriels de la ZI, mais d'autres sources de pollution ainsi que le bruit de fond géochimique de la zone sont également mesurés.

Le schéma ci-après récapitule les mesures réalisées lors de la campagne de prélèvements de sols et végétaux.

Figure 30 : Schéma conceptuel de l'exposition

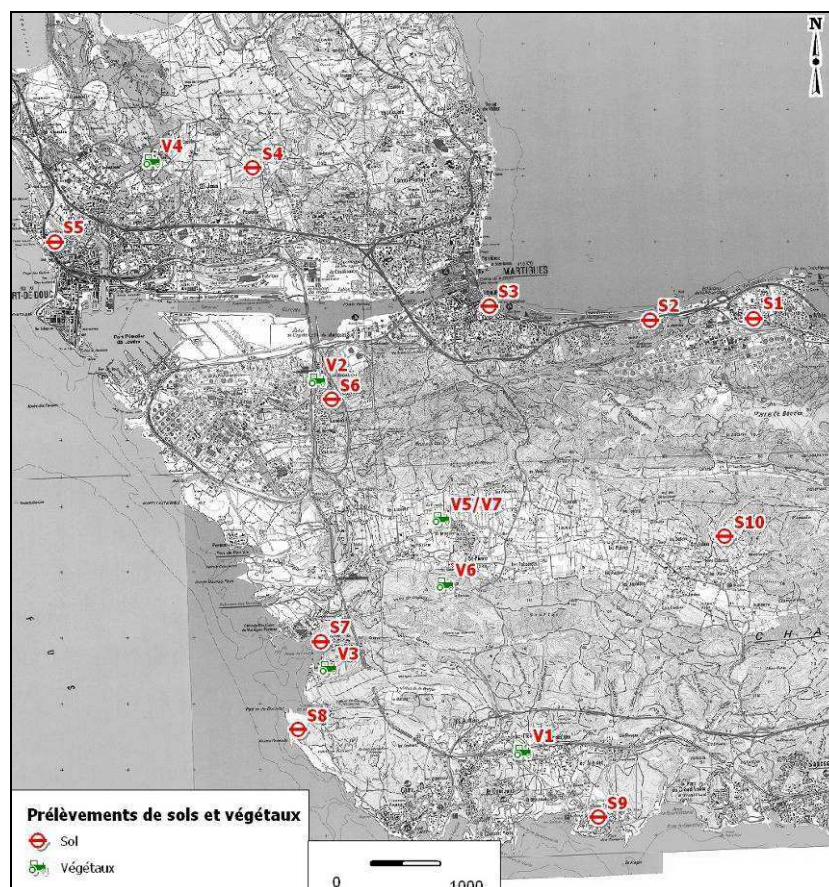


Ce paragraphe présente tout d'abord une description des zones échantillonnées ainsi que la méthodologie de prélèvement dans les sols et les végétaux.

6.2.1 Localisation des points de prélèvements

Les prélèvements ont été effectués les 9 et 10 novembre 2009 après avoir reçu l'autorisation de prélever chez les différents habitants. La localisation des points de prélèvements a été choisie en fonction des résultats de la modélisation atmosphérique des polluants particulaires et de l'occupation des sols. Elle est présentée sur la figure suivante.

Figure 31 : Localisation des points de prélèvements



Les 10 points de prélèvements de sols ont été positionnés comme tel :

- 4 points de prélèvements sous les zones de retombées maximales (S2, S10, S7, S8), dont deux à proximité de la zone de Lavéra et deux à proximité de la zone de La Mède.
- 4 points de prélèvements, sur des zones moins impactées mais dans des lieux plus fréquentés : la ville de Lavera (S6), Martigues (S3), la Mède (S1) et Port-de-Bouc (S5),
- 2 points dans des zones plus éloignées des retombées atmosphériques (S9, S4).

Les 7 points de prélèvements de végétaux ont été positionnés comme tel :

- 1 point de prélèvement sous la zone de retombée maximale de la ZI Lavéra (V3). Lors de la campagne de mesure, aucun jardin potager avec des légumes échantillonnables n'a été recensé à proximité de la zone de la Mède.
- 4 points de prélèvements, dans des jardins potager en ville ou à proximité de zones maraichères (V2, V5, V6, V7),
- 2 points dans des zones plus éloignées des retombées atmosphériques (V4, V1).

Les habitants utilisant un arrosage à l'eau de ville et n'utilisant pas de fertilisant ont été privilégiés pour éviter au maximum toute autre source de contamination.

6.2.2 Méthodologie de prélèvement et d'analyses des échantillons

Les sols

Les prélèvements de sol ont été effectués à la tarière à main par un technicien spécialisé de BURGEAP, muni de gants en nitrile jetables à usage unique (une paire de gants neufs pour chaque prélèvement) éliminant ainsi tout risque de contamination croisée. L'outil de forage a été nettoyé à l'eau claire après chaque prélèvement.

Les prélèvements ont été effectués de façon privilégiée sur des sols non remaniés, dans les 5 premiers centimètres du sol.

Un échantillon composite a été constitué, conformément à la norme (NF X 31-100). Les prélèvements sur 5 points élémentaires répartis sur 1 m² ont été mélangés pour avoir un échantillon représentatif du secteur.

L'échantillon moyen sur la tranche 0-5 cm a ensuite été broyé à 200 µm et homogénéisé avant analyse (les éléments grossiers > 2 cm ont été éliminés).

Les échantillons composites (cf NF X 31-100) ont été conditionnés dans un flaconnage spécifique, temporairement stockés dans une glacière à basse température et à l'abri de la lumière. Ils ont ensuite été acheminés en laboratoire accrédité COFRAC pour y subir des analyses : HAP (16), HCT, Métaux Lourds, dioxines et furanes.

Les fiches de prélèvements effectuées pour chaque point sont présentées en annexe 20.

Les végétaux

Les prélèvements de végétaux ont été effectués directement dans le potager, par un technicien spécialisé de BURGEAP. Chaque légume prélevé a été conditionné dans des sacs en plastique spécifiques au prélèvement de végétaux et stocké temporairement dans une glacière à basse température, à l'abri de la lumière. Ils ont ensuite été acheminés en laboratoire accrédité COFRAC pour y subir des analyses : HAP (16), Métaux Lourds, dioxines et furanes après avoir été lavés.

Les fiches de prélèvements effectuées pour chaque jardin potager sont présentées en annexe 20.

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD – CLy	
01/07/11	Page : 108

Le tableau suivant récapitule les caractéristiques des différents prélèvements réalisés :

Tableau 38 : Caractéristiques des points de prélèvement

Prélèvements de sols				
Points de mesure	Localisation	Type de prélèvement	Type de lieu	Fertilisation
S1	La Mède	sol (0-5 cm)	Jardin public	-
S2	La Mède	sol (0-5 cm)	Bordure route	-
S3	Martigues	sol (0-5 cm)	Jardin public	-
S4	Martigues	sol (0-5 cm)	Pelouse publique	-
S5	Port de Bouc	sol (0-5 cm)	Aire de jeu (stade)	-
S6	Lavéra	sol (0-5 cm)	Pelouse publique	-
S7	Lavéra	sol (0-5 cm)	Jardin d'enfant	-
S8	Ponteau	sol (0-5 cm)	Aire baignade	-
S9	Sainte Croix	sol (0-5 cm)	Centre aéré	-
S10	Saint Julien	sol (0-5 cm)	Pâturage	-
Prélèvements de végétaux				
Points de mesure	Localisation	Type de légume prélevé	Type d'arrosage	Fertilisation
V1	La Couronne	Carottes	eau de ville	fumier
V2	Lavéra	Laitues	eau de ville	fumier
V3	Lavéra	Poivrons	eau de ville	fumier - compost
V4	Port de Bouc	Tomates	eau de ville	fumier
V5 – V7	Saint Pierre les Martigues	Poivrons / Aubergines	Eau canal de Provence	engrais (azote, phosphore)
V6	Saint Julien	Tomates	eau de ville	naturelle

6.2.3 Résultats et interprétation des analyses

6.2.3.1 Valeurs de référence

L'interprétation des résultats d'analyse est dans un premier temps réalisée par comparaison des valeurs mesurées avec les valeurs de « bruit de fond » issues d'une synthèse de données de la littérature sur les valeurs de bruit de fond dans les sols non contaminés.

Notons que la notion de bruit de fond est à distinguer de la notion de risques sanitaires ou de pollution : le bruit de fond représente les concentrations dans les sols hors influence industrielle, mais une concentration inférieure au bruit de fond n'est pas nécessairement synonyme d'un risque sanitaire acceptable et inversement.

Données de bruit de fond pour les métaux et métalloïdes dans les sols

Plusieurs études françaises et internationales rassemblent des données sur les teneurs en métaux dans les sols. Cependant, à ce jour, il n'existe pas de base de données nationale permettant d'extraire les valeurs de bruit de fond pour une région donnée. 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

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 109

référentiel ». Les valeurs concernant les roches sédimentaires sont reportées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 39 : Wedepohl, 1972 : bruit de fond en métaux dans les roches sédimentaires

Concentrations en mg/kg	Roches argileuses			Roches sableuses			Roches calcaires		
	moy	max	min	moy	max	min	moy	max	min
Arsenic	12,4	60	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
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

Le contexte géologique autour du site présente des lithologies sablo-argileuses

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-dessous reprend les résultats des mesures pour l'ensemble du territoire français¹. Les données par département ne sont disponibles que pour les départements ayant fait l'objet de plus de 100 analyses, ce qui n'est le cas des Bouches du Rhône.

Tableau 40 : Programme ADEME/INRA : bruit de fond en métaux dans les sols agricoles français²³

Concentrations en mg/kg	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
Sélénium	0,2	0,4
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 suivant.

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

Tableau 41 : Programme INRA – ASPITET : bruit de fond en métaux dans les sols agricoles français

	Sols ordinaires	Sols à anomalie modérée	Sols à anomalie forte
	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Antimoine (Sb)	0,05-1,5	1,5-8	50-260
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
Chrome VI (Cr VI particulaire)	-	-	-
Cuivre (Cu)	2-20	20-62	néant
Manganèse (Mn)	110-4600	-	-
Mercuré (Hg)	0,02-0,2	0,2-0,45	néant
Molybdène (Mo)	-	-	-
Nickel (Ni)	2-60	60-130	130-480
Plomb (Pb)	9-50	60-90	100-3000
Vanadium (Va)	3-100	100-300	-
Zinc (Zn)	10-100	100-250	250-3800

D'après le rapport du BRGM « Synthèse des travaux de R&D en France (1999-2004) sur la thématique Arsenic » de novembre 2004, ne signale pas d'anomalie sur la zone d'étude ou à proximité.

Pour les autres métaux, les types de sols dans la région du site seront considérés par la suite comme étant des sols ordinaires.

Données de bruit de fond pour les HAP dans les sols

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 42 : Bruit de fond pour les HAP (ATSDR)

Concentrations en mg/kg	"Teneurs naturelles dans les sols ruraux ou agricoles"	"Teneurs anthropiques dans les sols urbains"
Naphtalène	0,003	<0,15
Acenaphtylène	0,005	-
Acenaphtène	<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		-
benzo(g,h,i) pérylène	<0,07	-
indéno(1,2,3-c,d)pyrène	<0,1	-
Somme des 16 HAP	< 2,3	-

Données de bruit de fond pour les dioxines et furanes dans les sols

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 43 : Bruit de fond pour les Dioxines / Furannes (BRGM)

ng TEQ-OMS ₉₇ /kg MS	P50	P90
zones rurales (toutes anciennetés) et urbaines (principalement < 10 ans)	1,3	3,2
zones urbaines/industrielles (principalement > 10 ans)	4,7	20,8

Pour cette famille de substances une analyse en fonction de la typologie de l'environnement sera effectuée.

Valeurs de comparaison pour les végétaux

Peu de données de bruit de fond ou valeurs de référence sont disponibles dans la littérature pour les végétaux. Seules les teneurs en métaux sont relativement bien documentées. Pour ceux-ci, nous retiendrons 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 2005. 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. Ce taux varie en fonction des végétaux entre 0,95 pour la salade et 0,74 pour les petits pois. Les valeurs proposées par les modèles intégrés HESP et VOLASOIL sont retenues.

Pour les parties racinaires du végétal (taux d'humidité de 0,798) :

$$C_{racine,i}(poids - humide) = C_{racine,i}(poids - sec) \times 0,202$$

Pour les parties aériennes du végétal (taux d'humidité de 0,883) :

$$C_{aerien,i}(poids - humide) = C_{aerien,i}(poids - sec) \times 0,117$$

Afin de définir des valeurs de référence conservatoires, nous retiendrons la plus faible de ces valeurs.

$$C(poids frais) = C(poids sec) \times 0,117$$

Les valeurs réglementaires et les concentrations usuelles issues de la littérature sont reprises dans le tableau ci-dessous.

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 112

Tableau 44 : Concentrations usuelles et valeurs réglementaires pour les métaux dans les végétaux

	Concentrations "typiques" (2)	Concentrations "moyennes" parties consommables (3) ¹	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
Antimoine (Sb)	-	-	-	-
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	-	-
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.)
Thallium (Tl)	-	0 à 0.2	-	0.1 (All.) NR 0.1 (Suis.) NR
Vanadium (Va)	< 0.5 à 12	-	-	-

(1) Contamination des sols. Transferts des sols vers les plantes. ADEME, 2005. EDP Sciences.	(2) <u>source</u> : de (1) tableau page 53.	(3) <u>source</u> : de (1) tableau page 106. Synthèse annexe 2	(4) de (1) * Règlement CE /466/2001 ** CHSPF, 1996	(5) de (1) annexe 3 Valeurs guides réglementaires (R) ou non (NR) d'autres pays pour l' <u>alimentation humaine</u>
---	--	--	---	---

Une autre base de données existe : BAPPET (ADEME, INERIS, CNAM², INPT³, ENSAT⁴, ISA⁵). L'objectif de cette base de données est de regrouper sur un support unique des informations documentaires relatives à la contamination des plantes potagères par les éléments traces métalliques dans différents contextes de pollution. Cette base de données est définie pour tout un ensemble de plantes potagères, dans certaines conditions de prélèvements, etc. Nous nous sommes intéressés dans le cadre de cette étude aux types de plantes potagères prélevées dans les conditions de prélèvements pratiquées sur la zone d'étude.

¹ 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

² CNAM : Conservatoire National des Arts et Métiers

³ INPT : Institut National Polytechnique de Toulouse

⁴ ENSAT : ÉCOLE NATIONALE SUPÉRIEURE AGRONOMIQUE DE TOULOUSE

⁵ ISA : Institut des Sciences Agronomiques

Tableau 45 : Concentrations en métaux dans les végétaux d'après la base de données BAPPET

	Concentrations moyennes dans les plantes mg/kg matières sèches				
	Carottes	Laitues	Poivrons	Aubergines	Tomates
Arsenic (As)	0,1 à 1,9	0,31 à 6,9	-	1	0,5
Cadmium (Cd)	0,05 à 6	0,05 à 66,4	0,005 à 0,8	0,2 - 0,7	0,1 à 4,1
Cobalt	1,4	0,2 à 0,8	-	1,3	1,3
Chrome III (CrIII)	0,4 à 2	1,1 à 20,8	-	1,1	0,3
Mercure (Hg)	0,2	0,001 à 0,15	-	0,3	0,1
Nickel (Ni)	0,3 à 17,5	0,4 à 27,9	0,01 à 13	11,9	0,3 à 14,6
Plomb (Pb)	0,1 à 8,4	0,06 à 38,2	0,01 à 1,9	1,3 à 4,6	0,2 à 5,1
Sélénium (Se)	-	0,09 à 0,15	-		

6.2.3.2 Concentrations mesurées dans les sols

Les principaux résultats des analyses sont présentés dans le tableau suivant et comparés aux valeurs de référence existantes. Les rapports d'analyses pour chaque prélèvement sont fournis en annexe 21.



Tableau 46 : Résultats des analyses sols

Paramètres	Unités	Valeur de référence ¹	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
Indice hydrocarbure (HCT C10-C40)	mg/kg MS	-	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15	< 15
Métaux												
Vanadium	mg/kg MS	100	27,02	26,38	22,93	27,76	28,99	29	45,79	32,71	30,69	22,15
Chrome		90	17,51	12,12	16,63	14,96	15,95	12,74	12,63	13,81	14,26	10,45
Manganèse		4600	364,1	163,9	360,1	172,7	442,9	406,2	552	156,5	154,2	177,9
Cobalt		23	3,49	2,32	2,49	2,63	2,84	2,53	3,07	1,81	2,24	2,06
Nickel		60	12,2	8,7	9,63	9,32	12,86	9,87	16,45	11,46	9,81	8,95
Arsenic		25	10,21	7,14	7,83	9,46	10,43	8,93	10,48	8,4	9,86	6,15
Cadmium		0,45	0,334	<0,20	0,255	<0,20	0,34	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Antimoine		1,5	1,1	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00
Thallium		1,7	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00	<1,00
Plomb		50	35,87	6,58	52,2	11,63	50,83	12,67	31,61	13,71	26,72	9
Mercur		0,2	<0,20	0,348	0,261	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
HAP												
HAP eq. BaP	mg/kg MS	1,3	0,12	0,11	0,04	0,02	0,17	0,03	0,03	0,04	0,07	0,02
Dioxines furanes												
TEQ (OMS) LQI incluse	ng/kg	Zones rurales : 3,2 Zones industrielles : 20,8	1,95	0,80	6,75	1,21	2,84	0,91	2,18	1,37	1,42	0,76

Dépassement des valeurs de référence
Valeur mesurée la plus élevée
Valeur mesurée la plus faible

0,334
1,1

¹ Pour les métaux : Borne supérieure des valeurs référencées dans « Métaux : Concentrations dans les sols ordinaires, INRA, 1997 / HAP : Teneurs anthropiques dans les sols urbains, ATSDR, 2005 / Dioxines et furanes : AFSSA, 2003 »
Pour les dioxines : Etude 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 - Percentile 90 pour les zones rurales (toutes anciennes) et urbaines n'ayant pas connu le fonctionnement d'un incinérateur au-delà des 10 dernières années, hors cas particuliers.

Au vu de ce tableau :

Il n'existe pas de valeurs de référence pour les hydrocarbures totaux, toutefois toutes les concentrations mesurées sont inférieures à la limite de quantification.

Les mesures sur les métaux montrent quelques très faibles dépassements des valeurs de référence. C'est le cas du plomb et du mercure sur S2, S3 ou S5.

Les mesures en HAP totaux sont toutes inférieures à la valeur de référence.

Les mesures en dioxines et furanes montrent un seul dépassement des valeurs repères.

Les points les plus impactés pour les mesures de métaux, HAP et de dioxines sont les points S1, S3, S7 et S5 situés respectivement à proximité de La Mède, au niveau du centre ville de Martigues, à proximité de Lavéra et dans la ville de Port de Bouc.

On remarquera également que les points S2 et S10, théoriquement dans les zones des retombées atmosphériques de la Mède présentent souvent les plus faibles concentrations mesurées.

6.2.3.3 Concentrations mesurées dans les végétaux

Les principaux résultats des analyses sont présentés dans le tableau suivant et comparés aux valeurs de référence existantes. Les rapports d'analyses pour chaque prélèvement sont fournis en annexe 21.

Tableau 47 : Résultats des analyses de végétaux

Polluant	Unité	Valeur de référence ¹	Valeur de référence ²	V1 Carotte	V2 Laitue	V3 Poivron	V4 Tomate	V5 Poivron	V6 Tomate	V7 Aubergine
Métaux										
Vanadium	mg/kg	< 0.5 à 12	-	<0,125	<0,125	<0,125	<0,125	<0,125	2,74	0,26
Chrome		0 à 3	0,3 à 20,8	<0,125	<0,125	<0,125	<0,125	<0,125	7,60	0,26
Manganèse		12 à 274	-	18,66	19,31	14,39	6,65	25,44	45,21	5,09
Cobalt		0 à 1	0,2 à 1,4	<0,125	<0,125	<0,125	<0,125	<0,125	0,35	<0,125
Nickel		0.1 à 6	0,01 à 27,9	0,55	0,31	<0,125	<0,125	0,13	1,93	<0,125
Arsenic		0.01 à 0.3	0,1 à 6,9	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	0,65	0,04
Cadmium		0.05 à 0.2	0,005 à 66,4	<0,025	0,09	<0,025	<0,025	0,03	0,40	0,05
Antimoine		-	-	<0,125	<0,125	<0,125	<0,125	<0,125	0,17	<0,125
Thallium		0 à 0.2	-	<0,125	<0,125	<0,125	<0,125	<0,125	<0,125	<0,125
Plomb		0.1 à 0.3	0,06 à 38,2	<0,025	<0,025	<0,025	0,03	0,04	5,86	0,39
Mercure		0.03 à 0.05	0,001 à 0,3	<0,025	0,12	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025	<0,025
HAP										
HAP eq. BaP	mg/kg	-	-	0,003	0,064	0,037	0,002	0,003	0,005	0,004
Dioxines furanes										
WHO-PCDD/F-TEQ incl. LOQ [c]	ng/kg	-	-	0,63	1,59	2,94	0,58	0,58	0,60	0,57

	Dépassement des valeurs de référence
0,334	Valeur mesurée la plus élevée
1,1	Valeur mesurée la plus faible

¹ Contamination des sols. Transferts des sols vers les plantes. ADEME, 2005. EDP Sciences.

Plomb, Cadmium : Règlement CE /466/2001 / Mercure : Contamination des sols. CHSPF, 1996 / Arsenic, Cuivre, Manganèse : p 53. / Chrome, Nickel, Cobalt, Thallium, Vanadium : p 106 + synthèse annexe 2 / Zinc : annexe 3. Valeurs guides réglementaires (R) ou non (NR) d'autres pays pour l'alimentation humaine

² BAPPET

Au vu de ce tableau :

Les mesures sur les métaux ne montrent aucun dépassement des valeurs de référence sur une majorité des points, à l'exception du point V6 présentant des dépassements sur 4 métaux, puis dans une moindre mesure sur V2 et V7.

Pour les HAP et les dioxines et furanes, il n'existe pas de valeur de référence. Seuls quelques composés pour les HAP sont détectés et supérieurs à leur limite de quantification.

Ils sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 48 : Résultats détaillés des analyses de végétaux

Polluant	Unité	Valeur de référence	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7
HAP									
Fluorène	µg/kg	-	<1,200	<26,04	28,75	<1,00	<1,38	<2,14	<1,76
Phénanthrène		-	6,42	104,87	65,15	5,72	8,37	13,99	12,90
Fluoranthène		-	1,85	54,61	29,96	1,35	2,77	4,94	3,69
Pyrène		-	2,25	49,59	30,42	1,75	2,99	4,96	4,54

Le point présentant majoritairement des HAP est V2. Le point présentant majoritairement des dioxines est V3.

Nous retiendrons que les mesures réalisées sont très majoritairement inférieures aux valeurs de référence.

6.2.3.4 Résultats disponibles sur d'autres campagnes de mesure

Pour les sols

Les suivis environnementaux de TOTAL et ARKEMA ainsi que les prélèvements réalisés dans le cadre de la première étude sanitaire globale, par ANTEA, nous fournissent quelques données supplémentaires sur les teneurs en polluants mesurées sur la zone d'étude. Elles sont récapitulées dans le tableau suivant :

Tableau 49 : Comparaison des mesures à d'autres campagnes de mesure

Paramètres	Unités	Valeur de référence ¹	Mesures BURGEAP	Autres campagnes
Métaux				
Vanadium	mg/kg MS	100	22 – 46	24 - 140
Chrome		90	10 – 18	23 - 300
Manganèse		4600	154 – 443	240 - 780
Cobalt		23	1,8 – 3,5	5 - 10
Nickel		60	8 – 16	12 - 71
Arsenic		25	6 – 10	10 - 26
Cadmium		0,45	0,2 – 0,33	0,4 - 1,7
Antimoine		1,5	1 – 1,5	nd
Thallium		1,7	<0,125	nd
Plomb		50	6 - 52	11 - 150
Mercure		0,2	0,2 – 0,35	0,1 – 1,7
Dioxines furanes				
TEQ (OMS) LQI incluse	ng/kg	Zones rurales : 3,2 Zones industrielles : 20.8	0,7 – 6,8	0,39 – 1,38

¹ Borne supérieure des valeurs référencées dans « Métaux : Concentrations dans les sols ordinaires, INRA, 1997 / HAP : Teneurs anthropiques dans les sols urbains, ATSDR, 2005 / Dioxines et furanes : AFSSA, 2003 »

Ces concentrations mesurées lors d'autres campagnes de mesures sont du même ordre de grandeur, avec une borne supérieure souvent plus élevée à l'exception des dioxines.

Pour les végétaux

Une analyse dans du thym et une analyse dans du romarin avaient été réalisées par ANTEA dans le cadre de la première étude sanitaire sur la zone de Lavéra. Les concentrations mesurées sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans le cadre de la campagne réalisée en novembre 2009 par BURGEAP.

6.2.4 Estimation des doses d'exposition par ingestion de sol et poussière et de végétaux autoproduits à partir des concentrations mesurées

Pour l'ensemble des mesures, des calculs des doses d'exposition pour l'ingestion de sol superficiel et de végétaux sont effectués.

Les paramètres d'exposition pris en compte sont les mêmes que ceux utilisés lors de la phase de modélisation : un calcul des doses d'exposition réalisé pour 3 classes d'âge (0-7 ans ; 7-18 ans et adulte), selon 2 scénarios d'autoconsommation : un scénario « majorant » intégrant les taux d'autoconsommation de familles d'agriculteurs et un scénario « moyen » intégrant ceux de la population locale (ces scénarios ne concernent que l'ingestion de végétaux).

Afin de ne pas majorer de manière trop importante le niveau d'exposition, il a été choisi de prendre la deuxième valeur de concentration la plus élevée après la maximale sur l'ensemble des mesures (soit un équivalent de percentile 89 pour les mesures sol et un percentile 83 pour les mesures végétaux).

Les tableaux suivants présentent les doses d'exposition estimées pour les sols et les végétaux.

L'ensemble des doses d'exposition pour les autres points sont présentés en annexe 22.

Tableau 50 : Doses moyennes d'exposition « sol » en mg/kg/j pour les effets à seuil

Polluants	DJE sol (mg/kg/j) - Scénarios majorant et moyen		
	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans
dioxines	$4,05.10^{-12}$	$4,86.10^{-11}$	$2,43.10^{-11}$
Sb	$7,44.10^{-7}$	$8,93.10^{-6}$	$4,47.10^{-6}$
As	$6,91.10^{-6}$	$8,29.10^{-5}$	$4,15.10^{-5}$
Cd	$2,08.10^{-7}$	$2,50.10^{-6}$	$1,25.10^{-6}$
Cr VI	$1,05.10^{-6}$	$1,26.10^{-5}$	$6,31.10^{-6}$
Co	$2,18.10^{-6}$	$2,62.10^{-5}$	$1,31.10^{-5}$
Mn	$2,87.10^{-4}$	$3,45.10^{-3}$	$1,72.10^{-3}$
Hg	$1,57.10^{-7}$	$1,88.10^{-6}$	$9,40.10^{-7}$
Ni	$8,28.10^{-6}$	$9,94.10^{-5}$	$4,97.10^{-5}$
Pb	$3,11.10^{-5}$	$3,74.10^{-4}$	$1,87.10^{-4}$
V	$2,36.10^{-5}$	$2,84.10^{-4}$	$1,42.10^{-4}$

Tableau 51 : Doses moyennes d'exposition « sols » en mg/kg/j pour les effets toxiques sans seuil

Polluants	DJE sol (mg/kg/j) - Scénario majorant et moyen			
	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	Vie entière
HAP éq. B(a)P	$3,62.10^{-8}$	$1,01.10^{-7}$	$7,96.10^{-8}$	$1,87.10^{-7}$
As	$2,96.10^{-6}$	$8,29.10^{-6}$	$6,51.10^{-6}$	$1,60.10^{-5}$
Pb	$1,33.10^{-5}$	$3,74.10^{-5}$	$2,94.10^{-5}$	$5,62.10^{-5}$

Pour la suite de l'étude, ces calculs de doses d'exposition « sols » seront exploités pour la caractérisation du risque sanitaire par ingestion. Le nombre d'échantillon réalisés (10) est considéré comme représentatifs de la qualité des sols à proximité de la ZI. L'écart entre la moyenne est la médiane des concentration est globalement inférieur à 10 %.

Par conséquent, le calcul de la dose d'exposition globale par ingestion de sols sera déterminée en sommant celle estimée par métrologie et celle estimée par modélisation (Cf. § 6.2.5). Il est toutefois à noter dès à présent que cette hypothèse est majorante, puisqu'elle consiste à considérer que les concentrations de substances présentes actuellement dans les sols seront toujours présentes dans 30 ans et qu'aucun phénomène d'atténuation n'interviendra (lixiviation, érosion naturelle, ...)

Tableau 52 : Doses moyennes d'exposition « végétaux » en mg/kg/j pour les effets toxiques à seuil

Polluants	DJE végétaux (mg/kg/j) - Scénario moyen		
	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans
dioxines	$2,30.10^{-11}$	$4,43.10^{-11}$	$2,22.10^{-11}$
Sb	$1,99.10^{-6}$	$5,05.10^{-6}$	$2,52.10^{-6}$
As	$1,30.10^{-6}$	$3,99.10^{-6}$	$1,99.10^{-6}$
Cd	$1,30.10^{-6}$	$3,99.10^{-6}$	$1,99.10^{-6}$
Cr VI	$6,52.10^{-7}$	$1,99.10^{-6}$	$9,97.10^{-7}$
Co	$4,24.10^{-6}$	$1,08.10^{-5}$	$5,39.10^{-6}$
Mn	$5,44.10^{-4}$	$1,38.10^{-3}$	$6,92.10^{-4}$
Hg	$1,78.10^{-6}$	$3,43.10^{-6}$	$1,71.10^{-6}$
Ni	$2,32.10^{-5}$	$5,91.10^{-5}$	$2,95.10^{-5}$
Pb	$4,63.10^{-6}$	$1,18.10^{-5}$	$5,89.10^{-6}$
V	$6,52.10^{-6}$	$1,99.10^{-5}$	$9,97.10^{-6}$

Polluants	DJE végétaux (mg/kg/j) - Scénario majorant		
	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans
dioxines	$8,75.10^{-11}$	$1,68.10^{-10}$	$8,42.10^{-11}$
Sb	$1,11.10^{-5}$	$2,83.10^{-5}$	$1,41.10^{-5}$
As	$4,44.10^{-6}$	$1,36.10^{-5}$	$6,79.10^{-6}$
Cd	$4,95.10^{-6}$	$1,36.10^{-5}$	$6,79.10^{-6}$
Cr VI	$2,22.10^{-6}$	$6,79.10^{-6}$	$3,39.10^{-6}$
Co	$2,22.10^{-5}$	$6,04.10^{-5}$	$3,02.10^{-5}$
Mn	$3,05.10^{-3}$	$7,75.10^{-3}$	$3,88.10^{-3}$
Hg	$4,44.10^{-6}$	$1,30.10^{-5}$	$6,51.10^{-6}$
Ni	$9,78.10^{-5}$	$2,99.10^{-4}$	$1,50.10^{-4}$
Pb	$2,60.10^{-5}$	$6,60.10^{-5}$	$3,30.10^{-5}$
V	$2,22.10^{-5}$	$6,79.10^{-5}$	$3,39.10^{-5}$

Tableau 53 : Doses moyennes d'exposition « végétaux » en mg/kg/j pour les effets toxiques à seuil

Polluants	DJE végétaux (mg/kg/j) - Scénario moyen			
	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	Vie entière
HAP éq. B(a)P	$3,95.10^{-7}$	$1,77.10^{-7}$	$8,90.10^{-8}$	$4,24.10^{-7}$
As	$5,59.10^{-7}$	$3,99.10^{-7}$	$3,13.10^{-7}$	$9,35.10^{-7}$
Pb	$1,99.10^{-6}$	$1,18.10^{-6}$	$9,26.10^{-7}$	$2,31.10^{-6}$

Polluants	DJE végétaux (mg/kg/j) - Scénario majorant			
	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	Vie entière
HAP éq. B(a)P	$1,07.10^{-6}$	$6,35.10^{-7}$	$4,99.10^{-7}$	$1,25.10^{-6}$
As	$1,90.10^{-6}$	$1,36.10^{-6}$	$1,07.10^{-6}$	$3,18.10^{-6}$
Pb	$1,11.10^{-5}$	$6,60.10^{-6}$	$5,19.10^{-6}$	$1,62.10^{-5}$

Concernant les végétaux, le faible nombre d'échantillon (6), l'hétérogénéité de végétaux prélevés, ainsi que l'hétérogénéité des résultats (écart entre médiane et moyenne globalement supérieure à 50%), ne permettent pas de prendre en compte les résultats de ces calculs de doses pour la caractérisation du risque par ingestion.

Ces résultats seront toutefois discutés dans le paragraphe concernant les incertitudes.

6.2.5 Quantification des expositions globales pour l'ingestion

Afin de tenir compte de la « pollution historique » des sites industriels sur la voie de l'ingestion, il a été choisi d'ajouter les résultats des niveaux d'exposition pour les sols déterminés par métrologie à ceux déterminés par modélisation. Les tableaux suivants présentent ces niveaux d'exposition globaux pour l'ingestion. Il a été considéré que la pollution historique est identique en 2007 et 2012.

Les tableaux suivants présentent ces niveaux d'expositions globaux.

Tableau 54 : Doses moyennes d'exposition en mg/kg/j pour les effets toxiques à seuil

Polluants	DJE ingestion (modèle et métrologie) à seuil – Scénario moyen (mg/kg/j)					
	2007			2012		
	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans
dioxines	$4,16.10^{-12}$	$4,88.10^{-11}$	$2,45.10^{-11}$	$4,16.10^{-12}$	$4,88.10^{-11}$	$2,45.10^{-11}$
Sb	$9,04.10^{-7}$	$1,06.10^{-5}$	$5,28.10^{-6}$	$8,98.10^{-7}$	$1,05.10^{-5}$	$5,25.10^{-6}$
As	$6,92.10^{-6}$	$8,31.10^{-5}$	$4,15.10^{-5}$	$6,92.10^{-6}$	$8,30.10^{-5}$	$4,15.10^{-5}$
Cd	$2,32.10^{-7}$	$2,70.10^{-6}$	$1,35.10^{-6}$	$2,29.10^{-7}$	$2,67.10^{-6}$	$1,34.10^{-6}$
Cr VI	$1,07.10^{-6}$	$1,28.10^{-5}$	$6,41.10^{-6}$	$1,07.10^{-6}$	$1,28.10^{-5}$	$6,40.10^{-6}$
Co	$2,18.10^{-6}$	$2,62.10^{-5}$	$1,31.10^{-5}$	$2,18.10^{-6}$	$2,62.10^{-5}$	$1,31.10^{-5}$
Mn sol	$2,87.10^{-4}$	$3,45.10^{-3}$	$1,72.10^{-3}$	$2,87.10^{-4}$	$3,45.10^{-3}$	$1,72.10^{-3}$
Mn vx	$2,61.10^{-7}$	$7,35.10^{-7}$	$3,40.10^{-7}$	$2,50.10^{-7}$	$7,04.10^{-7}$	$3,25.10^{-7}$
Hg	$2,25.10^{-7}$	$2,57.10^{-6}$	$1,28.10^{-6}$	$2,25.10^{-7}$	$2,57.10^{-6}$	$1,28.10^{-6}$
Ni	$1,00.10^{-5}$	$1,19.10^{-4}$	$5,95.10^{-5}$	$9,40.10^{-6}$	$1,12.10^{-4}$	$5,61.10^{-5}$
Pb	$3,12.10^{-5}$	$3,75.10^{-4}$	$1,87.10^{-4}$	$3,12.10^{-5}$	$3,74.10^{-4}$	$1,87.10^{-4}$
V	$4,71.10^{-5}$	$3,74.10^{-4}$	$1,85.10^{-4}$	$3,83.10^{-5}$	$3,40.10^{-4}$	$1,69.10^{-4}$

Polluants	DJE ingestion (modèle et métrologie) à seuil – Scénario majorant (mg/kg/j)					
	2007			2012		
	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans
dioxines	$4,92.10^{-12}$	$5,04.10^{-11}$	$2,57.10^{-11}$	$4,92.10^{-12}$	$5,04.10^{-11}$	$2,57.10^{-11}$
Sb	$9,83.10^{-7}$	$1,08.10^{-5}$	$5,39.10^{-6}$	$9,73.10^{-7}$	$1,07.10^{-5}$	$5,35.10^{-6}$
As	$6,92.10^{-6}$	$8,31.10^{-5}$	$4,15.10^{-5}$	$6,92.10^{-6}$	$8,30.10^{-5}$	$4,15.10^{-5}$
Cd	$2,55.10^{-7}$	$2,76.10^{-6}$	$1,38.10^{-6}$	$2,48.10^{-7}$	$2,72.10^{-6}$	$1,36.10^{-6}$
Cr VI	$1,07.10^{-6}$	$1,28.10^{-5}$	$6,41.10^{-6}$	$1,07.10^{-6}$	$1,28.10^{-5}$	$6,41.10^{-6}$
Co	$2,18.10^{-6}$	$2,62.10^{-5}$	$1,31.10^{-5}$	$2,18.10^{-6}$	$2,62.10^{-5}$	$1,31.10^{-5}$
Mn sol	$2,87.10^{-4}$	$3,45.10^{-3}$	$1,72.10^{-3}$	$2,87.10^{-4}$	$3,45.10^{-3}$	$1,72.10^{-3}$
Mn vx	$9,12.10^{-7}$	$2,55.10^{-6}$	$1,20.10^{-6}$	$8,74.10^{-7}$	$2,44.10^{-6}$	$1,15.10^{-6}$
Hg	$2,58.10^{-7}$	$2,67.10^{-6}$	$1,32.10^{-6}$	$2,58.10^{-7}$	$2,67.10^{-6}$	$1,32.10^{-6}$
Ni	$1,03.10^{-5}$	$1,20.10^{-4}$	$5,98.10^{-5}$	$9,57.10^{-6}$	$1,13.10^{-4}$	$5,63.10^{-5}$
Pb	$3,12.10^{-5}$	$3,75.10^{-4}$	$1,87.10^{-4}$	$3,12.10^{-5}$	$3,74.10^{-4}$	$1,87.10^{-4}$
V	$9,91.10^{-5}$	$5,18.10^{-4}$	$2,53.10^{-4}$	$7,09.10^{-5}$	$4,32.10^{-4}$	$2,12.10^{-4}$

Tableau 55 : Doses moyennes d'exposition en mg/kg/j pour les effets toxiques sans seuil

Polluants	DJE ingestion (modèle et métrologie) sans seuil – Scénario moyen (mg/kg/j)							
	2007				2012			
	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	Vie entière	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	Vie entière
HAP eq. BaP	$4,16.10^{-8}$	$1,16.10^{-7}$	$9,16.10^{-8}$	$2,16.10^{-7}$	$4,16.10^{-8}$	$1,16.10^{-7}$	$9,16.10^{-8}$	$2,16.10^{-7}$
As	$2,97.10^{-6}$	$8,31.10^{-6}$	$6,53.10^{-6}$	$1,60.10^{-5}$	$2,97.10^{-6}$	$8,30.10^{-6}$	$6,52.10^{-6}$	$1,60.10^{-5}$
Pb	$1,34.10^{-5}$	$3,75.10^{-5}$	$2,94.10^{-5}$	$5,64.10^{-5}$	$1,34.10^{-5}$	$3,74.10^{-5}$	$2,94.10^{-5}$	$5,63.10^{-5}$

Polluants	DJE ingestion (modèle et métrologie) sans seuil – Scénario majorant (mg/kg/j)							
	2007				2012			
	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	Vie entière	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	Vie entière
HAP eq. BaP	$4,16.10^{-8}$	$1,16.10^{-7}$	$9,16.10^{-8}$	$2,16.10^{-7}$	$4,16.10^{-8}$	$1,16.10^{-7}$	$9,16.10^{-8}$	$2,16.10^{-7}$
As	$2,97.10^{-6}$	$8,31.10^{-6}$	$6,53.10^{-6}$	$1,60.10^{-5}$	$2,97.10^{-6}$	$8,30.10^{-6}$	$6,52.10^{-6}$	$1,60.10^{-5}$
Pb	$1,34.10^{-5}$	$3,75.10^{-5}$	$2,94.10^{-5}$	$5,64.10^{-5}$	$1,34.10^{-5}$	$3,74.10^{-5}$	$2,94.10^{-5}$	$5,63.10^{-5}$

6.3 Caractérisation des risques sanitaires

La caractérisation 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. La caractérisation du risque sanitaire proprement dite a été réalisée pour les polluants disposant d'une VTR.

6.3.1 Méthodologie du calcul des risques

Les risques chroniques sont en rapport avec une exposition prolongée à une faible dose (non létale). Ils surviennent en général avec un temps de latence qui peut atteindre plusieurs mois, voire même des décennies et sont habituellement irréversibles en l'absence de traitement.

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 :

$$QD_{i,INH} = \frac{CI_{i,INH}}{VTR_{inh}} \text{ et } QD_{i,ING} = \frac{DJE_{i,ING}}{VTR_{ing}}$$

Avec :

- QD_{i,inh} ou ing : quotient de danger par inhalation ou ingestion, pour la substance i
- CI_{i,inh} : concentration inhalée pour la substance i
- DJE_{i,ing} : dose journalière d'exposition par ingestion, pour la substance i
- VTR_{inh} ou ing : Valeur Toxicologique pour la voie d'exposition par inhalation ou ingestion

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 de l'Interprétation de l'Etat des Milieux, la circulaire du 8 février 2007 relative aux sites et sols pollués et aux modalités de gestion et de réaménagement des sites pollués circulaire propose de retenir la grille de lecture suivante :

QD < 0,2: risque jugé non significatif
 0,2 < QD < 5 : discussion sur les incertitudes
 QD > 5: risque jugé significatif

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. Ces regroupements de QD n'intègrent pas les substances pour lesquelles seule une valeur guide est disponible.

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

Estimation du risque pour les substances à effet de seuil cancérigène

Trois polluants rentrent dans cette catégorie : les dioxines pour la voie ingestion, le trichlorométhane et le tétrachlorométhane pour la voie inhalation.

Pour ces polluants, un quotient de danger est également calculé. La grille de lecture retenue est la même.

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 :

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

$$\text{ERI (ing}^\circ\text{)} = \text{DJE (ing}^\circ\text{)} \times \text{ERUo}$$

Avec :

- ERI : Excès de Risque Individuel
- DJE : Dose journalière d'exposition
- ERUi ou ERUo : Excès de Risque Unitaire pour la voie d'exposition par inhalation ou ingestion

Les ERI s'expriment sous la forme mathématique suivante 10^{-n} . Par exemple, 10^{-5} représente un cancer supplémentaire pour 100 000 personnes exposées.

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. Dans le cadre de l'Interprétation de l'Etat des Milieux, cette circulaire propose de retenir la grille de lecture suivante :

ERI < 10^{-6} : risque jugé non significatif
10^{-6} < ERI < 10^{-4} : discussion sur les incertitudes
ERI > 10^{-4} : risque jugé significatif

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

Pour les zones dont le niveau de risque est supérieur à 10^{-4} , nous proposons d'estimer le nombre de personnes concernées.

6.3.2 Caractérisation des risques chroniques pour les effets toxiques 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).

6.3.2.1 Exposition par inhalation

Les effets toxiques à seuil par inhalation des polluants émis par la ZI de Lavéra-La Mède sont présentés dans les figures et tableaux suivants. Pour rappel, le calcul du risque est réalisé à partir des concentrations moyennes annuelles modélisées (Cf. Tableau 33).

L'ensemble des résultats aux récepteurs par polluants et par organes cibles sont présentés en annexe 23.

Les cartes de résultats des quotients de danger par organe cible et des quotients de danger des polluants déterminants du risque sont présentées en annexe 24.

Le tableau suivant rappelle pour chaque organe cible la liste des polluants générant des effets et pris en compte dans le cadre des regroupement de QD :

Tableau 56 : Synthèse des effets toxiques à seuil – Inhalation

Organes cibles / Effets	Substances
Système respiratoire	Chlore, H ₂ S, particules diesel, acétaldéhyde, bromure d'éthylène, monoéthylène glycol, naphthalène, formaldéhyde, propylène, Sb, As, Cr VI, Co, Ni
Effets reprotoxiques	1,3-butadiène
Système nerveux	Hexane, oxyde d'éthylène, tétrachloroéthylène, trichloroéthylène, aliphatiques nC5-nC8, Mn, Hg
Système hépatique	1,2-dichloroéthane, trichlorométhane, chloroéthylène, dichlorométhane, tétrachlorométhane
Système rénal	Cd
Système immunitaire	Benzène
Effets cancérigènes	Trichlorométhane, tétrachlorométhane

Les résultats aux récepteurs les plus impactés sont présentés 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 57 : Quotients de danger pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation

Polluants	VTR ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	QD inhalation	Récepteur le plus impacté	QD inhalation	Récepteur le plus impacté
		2007		2012	
chlore	0,2	0,05	R2	-	M1
H ₂ S	2	0,05	R1	0,004	E1
particules diesel	5	0,2	E3	0,2	M1
1,2-dichloroéthane	400	0,2	R2	0,01	R6
1,3-butadiène	2	0,1	R6	0,1	R6
acétaldéhyde	9	0,002	R6	0,002	R6
benzène	10	0,1	R4	0,03	R4
bromure d'éthylène	9	0,00002	R1	0,00002	E1
chloroéthylène	100	0,01	R6	0,02	R6
dichlorométhane	1100	0,001	R6	0,001	R6
monoéthylène glycol	400	0,01	R6	0,01	R6
naphtalène	3	0,03	R15	0,03	R15
formaldéhyde	3	0,02	R6	0,02	R6
hexane	700	0,002	R6	0,001	R6
oxyde d'éthylène	30	0,002	R6	0,001	R6
propylène	3000	0,002	R6	0,002	R6
tétrachloroéthylène	250	0,0001	R1	0,00001	E1
trichloroéthylène	600	0,001	R2	0,001	R2
trichlorométhane	98	0,02	R6	0,02	R2
tétrachlorométhane	190	0,003	R2	0,003	R2
aliphatiques nC5-nC8	700	0,05	R6	0,001	R6
Sb	0,2	0,003	R6	0,003	R6
As	1	0,0001	R6	0,0001	R6
Cd	0,02	0,01	R6	0,01	R6
Cr VI	0,1	0,001	R6	0,001	R6
Co	0,1	0,003	R6	0,002	R6
Mn	0,04	0,01	R6	0,01	R6
Hg	0,2	0,02	R6	0,02	R6
Ni	0,09	0,1	R6	0,1	R6
trichlorométhane (effets cancérigènes)	63	0,04	R6	0,03	R2
tétrachlorométhane (effets cancérigènes)	38	0,01	R2	0,01	R2
	Valeur repère				
QD Système respiratoire	0,2 – 5	0,3	R6	0,2	R6
QD Effets reprotoxiques		0,1	R6	0,1	R6
QD Système nerveux		0,1	R6	0,03	R6
QD Système hépatique		0,2	R2	0,05	R6
QD Système rénal		0,01	R6	0,01	R6
QD Système immunitaire		0,1	R4	0,03	R4
QD effets cancérigènes		0,05	R6	0,04	R2

Les récepteurs les plus impactés sont, selon les polluants : R6, R4, E3, R2 et M1. R6 se situe au sud de la ZI de Lavéra au niveau du lieu dit le Ponteau, il est impacté par divers polluants. R4 est situé à l'est de la ZI de Lavéra à proximité immédiate des industriels, il est principalement impacté par le benzène. E3, R2 et M1 sont quant à eux situés sur la commune de Port de Bouc au nord de la ZI de Lavéra, ils sont impactés par divers polluants.

Toutes les substances ont un quotient de danger inférieur à 1, elles ont un QD inférieur à 0,2 (borne inférieure de la grille de lecture) excepté pour les particules diesel et le 1,2-dichloroéthane.

Conformément à la méthodologie préconisée dans le guide INERIS, nous avons sommé les quotients de danger en fonction des organes cibles. Le risque le plus élevé au niveau des récepteurs les plus exposés concerne :

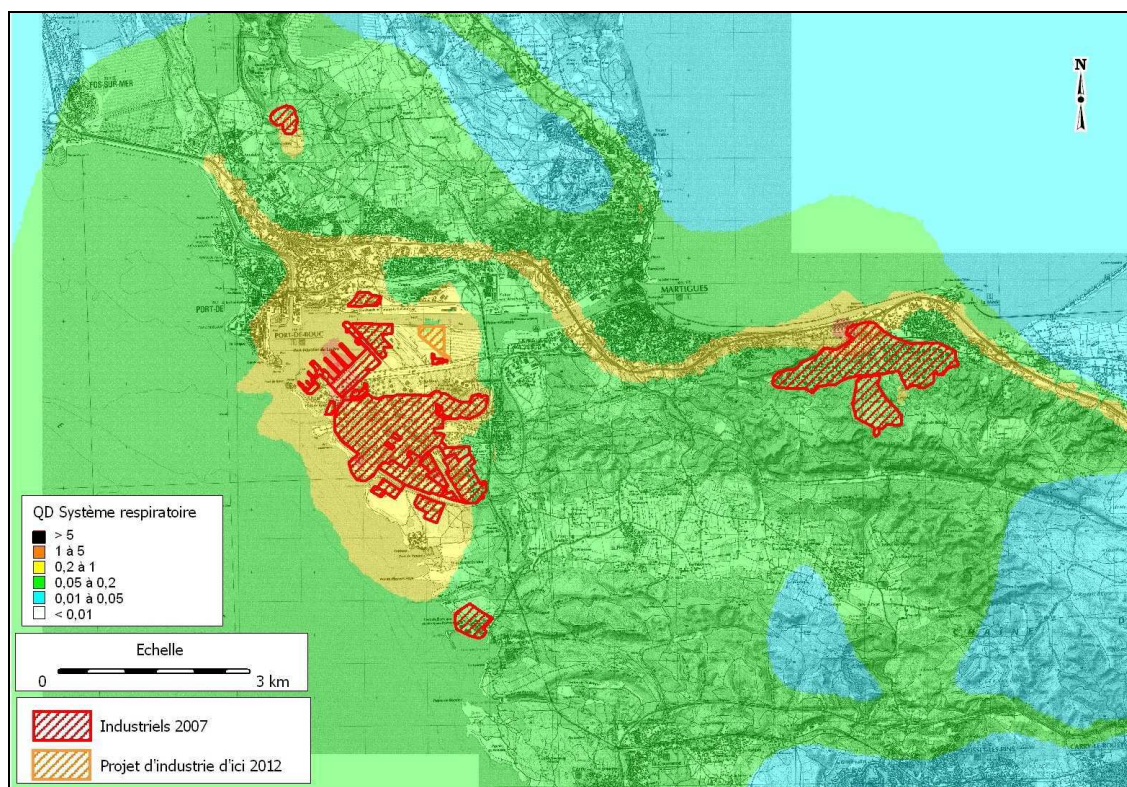
- les effets sur le système respiratoire avec un quotient de danger de 0,3 en 2007 et de 0,2 en 2012 pour R6, ce risque étant principalement lié aux émissions de particules diesel et de nickel,
- les effets sur le système hépatique avec un quotient de danger de 0,2 pour R2 pour l'année 2007, ce risque étant principalement lié aux émissions de 1,2-dichloroéthane.

Pour les autres organes cibles, les quotients de dangers sont inférieurs à 0,2, considérés comme non significatifs.

D'une manière générale, les quotients de danger pour l'année 2012 sont du même ordre de grandeur qu'en 2007, avec une légère diminution des niveaux de risque en général. Les variations les plus importantes observées sont sur les composés aliphatiques nC5-nC8 et le 1,2-dichloroéthane. En effet, pour ce dernier composé en 2012, le site ARKEMA a significativement réduit ses émissions et le site AZUR CHIMIE a cessé son activité.

A titre informatif, la carte de quotient de danger pour le système respiratoire sur l'année 2007 est présentée ci-après :

Figure 32 : QD système respiratoire 2007 – voie inhalation



Le quotient de danger respiratoire ne dépasse pas la valeur de 1 sur le domaine d'étude, hors périmètre des sites, sur des zones habitées. Néanmoins, la valeur de 0,2 est dépassée pour de

nombreuses zones habitées (sur une partie des villes de Port-de-Bouc et de Martigues notamment pour cette dernière sur la zone du Ponteau et à proximité du trafic routier)

Les quotients de danger pour les autres organes cibles, sur le domaine d'étude et hors périmètre des sites, ne dépassent pas la valeur de 1. Cependant, ils dépassent la valeur de 0,2 pour le système hépatique et les effets reprotoxiques sur des zones habitées.

Ainsi,

Le risque pour les effets toxiques à seuil par inhalation sur les systèmes nerveux, rénaux et immunitaires peut être jugé non significatif.

Le risque pour les effets toxiques cancérogènes à seuil par inhalation peut être jugé non significatif.

Enfin, pour juger de la significativité ou non du risque pour les effets toxiques à seuil par inhalation pour le système respiratoire, le système hépatique et les effets reprotoxiques, il est nécessaire d'analyser de façon approfondie les incertitudes de l'étude.

Cette discussion est réalisée au §.7 : Incertitudes, sensibilité et discussion. On notera tout de même que le calcul de risque présenté ci-dessus n'inclut pas les effets des substances ne disposant pas de valeur toxicologique de référence. Or pour les polluants tels que le SO₂, les NO_x, les effets sur le système respiratoire sont reconnus.

6.3.2.2 Exposition par ingestion

Les effets toxiques non cancérogènes par ingestion des polluants émis par la ZI de Lavéra-La Mède sont présentés dans les figures et tableaux suivants. Pour rappel, le calcul du risque est réalisé à partir de la somme des concentrations :

- moyennes annuelles estimées dans les différents compartiments, à partir des dépôts modélisés,
- mesurées dans les sols lors de la campagne d'échantillonnage (intégrant donc le bruit de fond de la zone),

L'ensemble des résultats aux récepteurs par polluants et par organes cibles, pour les deux scénarios « majorant » et « moyen » sont présentés en annexe 23.

Les cartes de résultats des quotients de danger par organe cible et des quotients de danger des polluants déterminants du risque sont présentées en annexe 24 (pour les résultats de modélisation uniquement).

Le tableau suivant rappelle pour chaque organe cible la liste des polluants générant des effets et pris en compte dans le cumul des QD :

Tableau 58 : Synthèse des effets toxiques non cancérogènes – Ingestion

Organes cibles / Effets	Substances
Système cutané	Arsenic
Système rénal	Cadmium, Nickel, Mercure
Système respiratoire	Chrome VI
Système nerveux	Manganèse
Système sanguin	Plomb
Système digestif	Antimoine
Effets reprotoxiques	Vanadium, Plomb
Système cardio-vasculaire	Cobalt
Effets cancérogènes	dioxines

Le tableau ci-après présente le quotient de danger par substance pour le récepteur le plus impacté dans le cas du scénario "moyen" avec l'ajustement de la « pollution historique » au niveau des sols déterminé à partir de la campagne de mesures.

Tableau 59 : Quotients de danger au récepteur le plus exposé – Exposition par ingestion – scénario moyen

QD ingestion – Scénario moyen								
	VTR (mg/kg/j)	2007			2012			récepteur le plus impacté adulte
		Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	
Dioxines	0,000000001	0,004	0,05	0,02	0,004	0,05	0,02	R6
Antimoine	0,006	0,0002	0,002	0,0009	0,0001	0,002	0,0009	R6
Arsenic	0,0003	0,02	0,3	0,1	0,02	0,3	0,1	R6
Cadmium	0,001	0,0002	0,003	0,001	0,0002	0,003	0,001	R6
Chrome VI	0,003	0,0004	0,004	0,002	0,0004	0,004	0,002	R6
Cobalt	0,0014	0,002	0,02	0,009	0,002	0,02	0,009	R6
Mn sol	0,046	0,006	0,07	0,04	0,006	0,07	0,04	R6
Mn vx	0,14	0,000002	0,000005	0,000002	0,000002	0,000005	0,000002	R6
Mercure	0,0003	0,001	0,009	0,004	0,001	0,009	0,004	R6
Nickel	0,02	0,0005	0,006	0,003	0,0005	0,006	0,003	R6
Plomb	0,0035	0,009	0,11	0,05	0,009	0,11	0,05	R6
Vanadium	0,009	0,005	0,04	0,02	0,004	0,04	0,02	R6
	Valeur Repère							
QD Système cutané	0,2 - 5	0,02	0,3	0,14	0,02	0,3	0,14	R6
QD Système rénal		0,001	0,02	0,01	0,001	0,02	0,01	R6
QD Système respiratoire		0,0004	0,004	0,002	0,0004	0,004	0,002	R6
QD Système nerveux		0,01	0,07	0,04	0,01	0,07	0,04	R6
QD Système sanguin		0,01	0,11	0,05	0,01	0,11	0,05	R6
QD Système digestif		0,0002	0,002	0,001	0,0001	0,002	0,001	R6
QD Effets reprotoxiques		0,01	0,15	0,07	0,01	0,14	0,07	R6
QD système cardio-vasculaire		0,002	0,02	0,01	0,002	0,02	0,01	R6
QD Effet cancérogènes		0,004	0,05	0,02	0,004	0,05	0,02	R6

Compte tenu des quantités ingérées, des périodes d'exposition et du poids des récepteurs, le scénario enfant 0-7 ans présente les risques les plus élevés, suivi de l'enfant entre 7 et 18 ans et d'un adulte.

Toutes les substances ont un quotient de danger inférieur à 1 et inférieur à 0,2 à l'exception de l'arsenic.

Conformément à la méthodologie préconisée dans le guide INERIS, nous avons sommé les quotients de danger en fonction des organes cibles. Le risque le plus élevé au niveau des récepteurs les plus exposés concerne :

- les effets sur le système cutané avec un quotient de danger de 0,3 en 2007 et 2012, ce risque étant lié à l'arsenic. Il est toutefois à noter que le niveau de risque pour ce polluant est lié essentiellement à la mesure dans les sols (plus de 99%).
- les effets reprotoxiques avec un quotient de danger de 0,15 pour l'année 2007 et 0,14 pour l'année 2012, ce risque étant principalement lié au plomb et au vanadium. De même que pour l'arsenic, le QD lié au plomb est lié à plus de 99 % à la mesure dans les sols. Pour le vanadium, cette part est de l'ordre de 75 % pour les enfants.

Pour les autres organes cibles, les quotients de dangers sont inférieurs à 0,2, considérés comme non significatifs.

D'une manière générale, les quotients de danger pour l'année 2012 sont du même ordre de grandeur qu'en 2007.

La part du risque lié aux mesures représente la quasi-totalité du risque. Sans la prise en compte des mesures de sols au niveau du calcul de risque, le vanadium aurait été le polluant déterminant du risque avec un niveau de risque variant, selon les récepteurs, de 0,01 à 1.10^{-6} . Le récepteur le plus impacté serait alors, selon les polluants et les organes cibles R6. Ce récepteur se situe au sud de la ZI de Lavéra au niveau du lieu dit le Ponteau.

Le tableau ci-après présente le quotient de danger par substance pour le récepteur le plus impacté dans le cas du scénario "majorant", avec l'ajustement de la « pollution historique » au niveau des sols déterminée à partir de la campagne de mesures.

Tableau 60 : Quotients de danger au récepteur le plus exposé – Exposition par ingestion - scénario majorant

QD ingestion – Scénario moyen								
	VTR (mg/kg/j)	2007			2012			récepteur le plus impacté adulte
		Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	
Dioxines	0,000000001	0,005	0,05	0,03	0,005	0,05	0,03	R6
Antimoine	0,006	0,0002	0,002	0,0009	0,0002	0,002	0,0009	R6
Arsenic	0,0003	0,02	0,3	0,1	0,02	0,3	0,1	R6
Cadmium	0,001	0,0003	0,003	0,001	0,0002	0,003	0,001	R6
Chrome VI	0,003	0,0004	0,004	0,002	0,0004	0,004	0,002	R6
Cobalt	0,0014	0,002	0,02	0,009	0,002	0,02	0,009	R6
Mn sol	0,046	0,006	0,07	0,04	0,006	0,07	0,04	R6
Mn vx	0,14	0,00001	0,00002	0,00001	0,00001	0,00002	0,00001	R6
Mercurie	0,0003	0,001	0,009	0,004	0,001	0,009	0,004	R6
Nickel	0,02	0,001	0,006	0,003	0,000	0,006	0,003	R6
Plomb	0,0035	0,009	0,1	0,05	0,009	0,107	0,05	R6
Vanadium	0,009	0,01	0,06	0,03	0,008	0,05	0,02	R6
	Valeur Repère							
QD Système cutané	0,2 - 5	0,02	0,3	0,14	0,02	0,3	0,14	R6
QD Système rénal		0,002	0,02	0,01	0,002	0,02	0,01	R6
QD Système respiratoire		0,0004	0,004	0,002	0,0004	0,004	0,002	R6
QD Système nerveux		0,01	0,08	0,04	0,01	0,07	0,04	R6
QD Système sanguin		0,01	0,11	0,05	0,01	0,11	0,05	R6
QD Système digestif		0,0002	0,002	0,001	0,0002	0,002	0,001	R6
QD Effets reprotoxiques		0,02	0,16	0,08	0,02	0,15	0,08	R6
QD système cardio-vasculaire		0,002	0,02	0,01	0,002	0,02	0,01	R6
QD Effet cancérogènes		0,005	0,05	0,03	0,005	0,05	0,03	R6

Pour le scénario majorant, l'analyse est la même que pour le scénario moyen. En effet, la part de risque est principalement liée à l'ingestion de sols et notamment liée à l'ingestion de métaux d'origine « historique ». Or, le caractère « majorant » de ce scénario concerne principalement la consommation de végétaux ou viandes, mais pas l'ingestion de sol, d'où sa faible influence sur les résultats.

L'arsenic est alors toujours déterminant du risque.

Sans la prise en compte des mesures de sols, du fait des plus fortes quantités de végétaux, viande et œufs ingérés dans ce scénario majorant (auto consommation d'une famille d'agriculteurs), les quotients de danger de tous les polluants auraient augmenté pour ce scénario majorant par rapport au scénario moyen. En termes de calcul de risque, le vanadium aurait été le polluant déterminant du risque avec un niveau de risque variant de $0,03$ à 8.10^{-6} , selon les récepteurs.

Ainsi, le risque pour les effets toxiques à seuil par ingestion sur les systèmes rénal, respiratoire, nerveux, sanguin, digestif, cardio-vasculaire et les effets reprotoxiques peut être jugé comme non significatif.

Le risque toxique pour les effets cancérogènes à seuil par ingestion peut être jugé comme non significatif.

Concernant le système cutané, le déterminant du risque est l'arsenic mesuré dans les sols.

6.3.3 Caractérisation du risque chronique pour les effets sans seuil

En cas d'exposition conjointe à plusieurs agents dangereux, l'US-EPA recommande de faire la somme de tous les excès de risque individuels (ERI) quels que soient le type de cancer et l'organe touché, de manière à apprécier le risque cancérigène global qui pèse sur la population exposée.

6.3.3.1 Exposition par inhalation

Les effets toxiques sans seuil par inhalation des polluants émis par la ZI de Lavéra-La Mède sont présentés dans les figures et tableaux suivants.

L'ensemble des résultats aux récepteurs par polluants sont présentés en annexe 25.

Les cartes de résultats des ERI des polluants déterminants et de l'ERI sommé sont présentées en annexe 26.

Le tableau suivant présente l'excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté.

Tableau 61 : Excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation

Polluants	VTR ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	ERI inhalation							
		2007				2012			
		Adulte/ Vie entière	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	récepteur le plus impacté	Adulte/ Vie entière	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	récepteur le plus impacté
HAP assimilé BaP	1,1E-03	4,63E-08	1,08E-08	1,70E-08	R6	4,63E-08	1,08E-08	1,70E-08	R6
Particules diesel	3,4E-05	1,31E-05	3,07E-06	4,82E-06	E3	1,14E-05	2,67E-06	4,19E-06	M1
1,2-dichloroéthane	3,4E-06	1,16E-04	2,70E-05	4,25E-05	R2	6,84E-06	1,60E-06	2,51E-06	R6
1,3-butadiène	3,0E-05	3,73E-06	8,71E-07	1,37E-06	R6	3,73E-06	8,71E-07	1,37E-06	R6
acétaldéhyde	2,7E-06	2,41E-08	5,63E-09	8,84E-09	R6	2,41E-08	5,63E-09	8,84E-09	R6
benzène	7,8E-06	1,93E-06	4,51E-07	7,09E-07	R4	9,69E-07	2,26E-07	3,55E-07	R4
bromure d'éthylène	6,0E-04	4,96E-08	1,16E-08	1,82E-08	R1	4,22E-09	9,86E-10	1,55E-09	E1
chlorure de vinyle	1,0E-06	6,20E-07	1,45E-07	2,27E-07	R6	6,74E-07	1,57E-07	2,47E-07	R6
dichlorométhane	4,7E-07	2,49E-07	5,81E-08	9,13E-08	R6	2,57E-07	5,99E-08	9,41E-08	R6
naphtalène	1,1E-06	4,85E-08	1,13E-08	1,78E-08	R15	4,25E-08	9,91E-09	1,56E-08	R15
formaldéhyde	1,3E-05	3,41E-07	7,96E-08	1,25E-07	R6	3,42E-07	7,98E-08	1,25E-07	R6
oxyde d'éthylène	2,3E-05	6,33E-07	1,48E-07	2,32E-07	R6	3,97E-07	9,27E-08	1,46E-07	R6
tétrachloroéthylène	5,9E-06	4,10E-08	9,57E-09	1,50E-08	R1	3,36E-09	7,84E-10	1,23E-09	E1
trichloroéthylène	4,3E-07	7,43E-08	1,73E-08	2,72E-08	R2	7,36E-08	1,72E-08	2,70E-08	R2
Arsenic	1,5E-03	5,85E-08	1,36E-08	2,14E-08	R6	4,70E-08	1,10E-08	1,72E-08	R6
Cadmium	1,8E-03	9,18E-08	2,14E-08	3,37E-08	R6	8,55E-08	1,99E-08	3,13E-08	R6
Chrome VI	4,0E-02	2,47E-06	5,76E-07	9,05E-07	R6	2,34E-06	5,46E-07	8,58E-07	R6
Nickel	3,8E-04	1,63E-06	3,80E-07	5,97E-07	R6	1,03E-06	2,39E-07	3,76E-07	R6
Plomb	1,2E-05	3,19E-09	7,43E-10	1,17E-09	R6	2,81E-09	6,56E-10	1,03E-09	R6
	Valeur Repère								
ERIi sommé	10 ⁻⁴ – 10 ⁻⁶	1,3E-04	3,0E-05	4,7E-05	R2	2,4E-05	5,5E-06	8,6E-06	R6

Les récepteurs les plus impactés sont, selon les polluants : R6, R4, E3, R2 et M1.

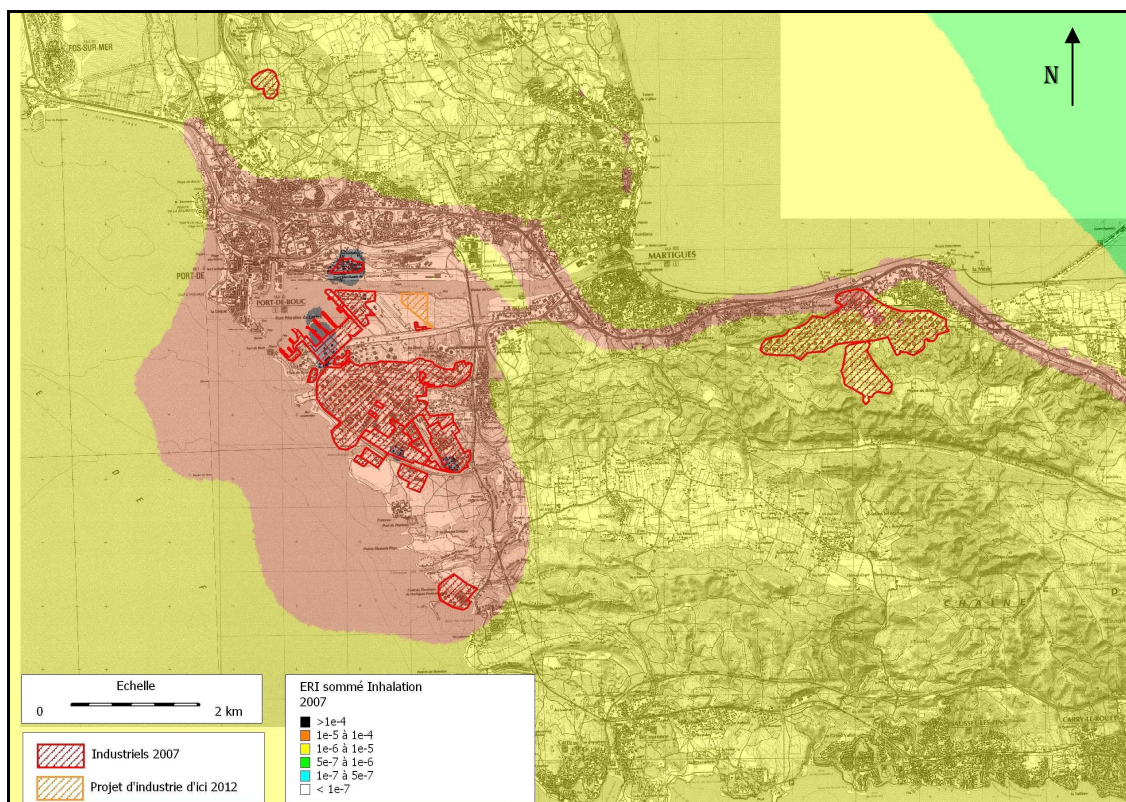
- R6 se situe au sud de la ZI de Lavéra au niveau du lieu dit le Ponteau, il est impacté par divers polluants.
- R4 est situé à l'est de la ZI de Lavéra à proximité immédiate des industriels, il est principalement impacté par le benzène.
- E3, R2 et M1 sont quant à eux situés sur la commune de Port de Bouc au nord de la ZI de Lavéra, ils sont impactés par divers polluants.

Le 1,2-dichloroéthane présente un risque supérieur à la borne de 1.10^{-4} pour l'année 2007, pour la vie entière, et les particules diesel présentent un risque supérieur à 1.10^{-5} pour les deux années. Le 1,3-butadiène, le benzène, le nickel et le plomb ont des niveaux de risque compris entre 10^{-4} et 10^{-6} .

D'une manière générale, les excès de risque individuels pour l'année 2012 sont du même ordre de grandeur que pour l'année 2007, mais diminuent légèrement. L'excès de risque individuel maximum est égal à **$1,1.10^{-5}$** pour les particules diesel. Seul l'excès de risque individuel du 1,2-dichloroéthane diminue significativement entre 2007 et 2012, du fait de l'arrêt de l'activité AZUR CHIMIE et de la réduction des émissions du site ARKEMA.

La carte d'excès de risque individuel sommé sur l'année 2007 est présentée sur la figure suivante :

Figure 33 : Excès de risque individuel sommé 2007 – voie inhalation



L'excès de risque individuel sommé dépasse la valeur repère de 10^{-4} aux alentours du site AZUR CHIMIE.

L'excès de risque individuel sommé dépasse la valeur de 10^{-5} sur le domaine d'étude, hors périmètre des sites. La zone de dépassement est centrée autour de la zone industrielle de Lavera (environ 30 km^2), sur des zones habitées, puis le long du trafic routier.

L'excès de risque individuel sommé compris dans l'intervalle 10^{-6} – 10^{-5} s'étend sur la majeure partie du domaine d'étude, et en dehors des limites du domaine d'étude. La zone recouvre les villes de Martigues, Port de Bouc, Châteauneuf-les-Martigues, Carry le Rouet et Sausset les Pins.

Le tableau suivant présente un **ordre de grandeur** du nombre d'habitants concernés par un excès de risque compris entre 10^{-4} et 10^{-6} .

Tableau 62 : Excès de risque individuel et nombre de personnes concernées pour l'année 2007

	Nombre d'habitants	Communes concernées
ERI > 10^{-4}	20	La Gafette (Port de Bouc)
$5.10^{-5} < \text{ERI} < 10^{-4}$	25	La Gafette (Port de Bouc)
$10^{-5} < \text{ERI} < 5.10^{-5}$	21 000	Port de Bouc Lavera Quartier Le Ponteau Martigues (zones à proximité du trafic routier)

Le quartier La Gafette est situé au nord du site AZUR CHIMIE (fort émetteur de 1,2-dichloroéthane, déterminant du risque) dont l'activité a cessé depuis 2007. Par conséquent, en 2012, les niveaux de risque sont nettement plus faibles et ne dépassent pas l'ERI de 5.10^{-5} . En 2012, aucun habitant n'est concerné par un niveau de risque supérieur à 5.10^{-5} .

Pour l'année 2007, 21 000 personnes sont concernées par un excès de risque compris entre 1.10^{-5} et 5.10^{-5} . 12 000 personnes sont concernées pour l'année 2012.

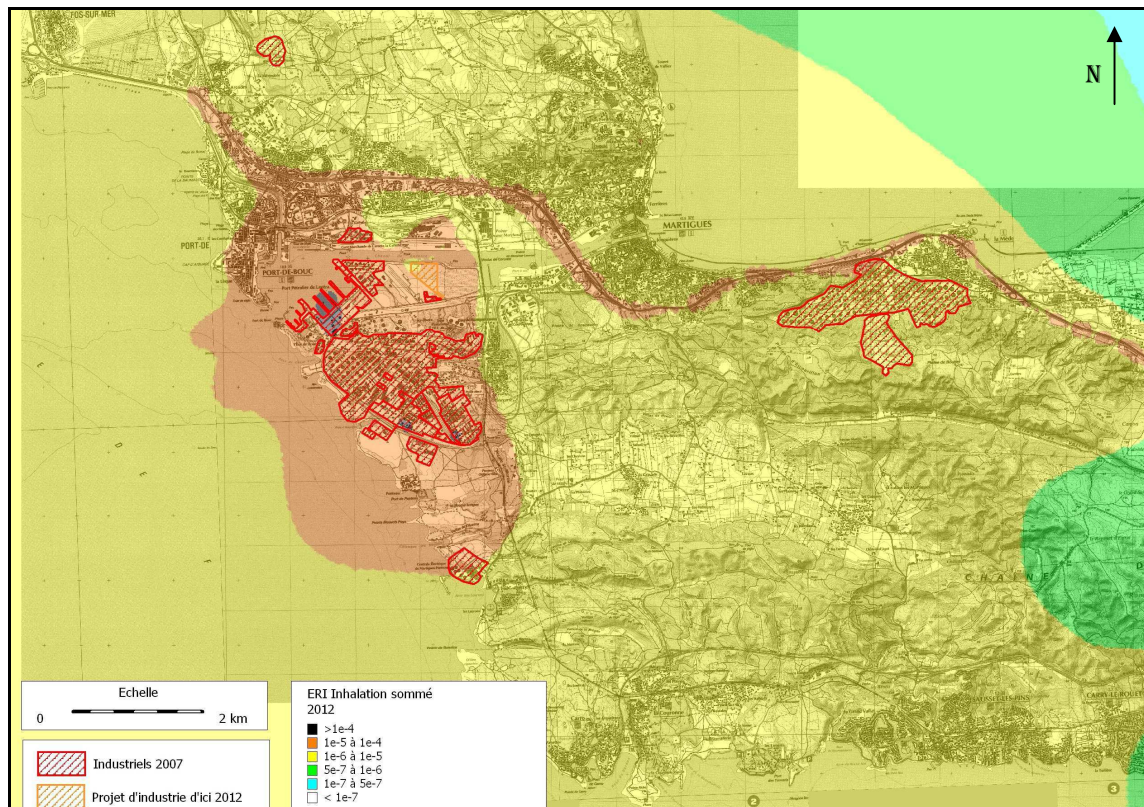
La carte d'excès de risque individuel sommé sur l'année 2012 est présentée sur la figure suivante (**Figure 34**).

En 2012, l'excès de risque individuel sommé égal à 10^{-4} n'est jamais dépassé en dehors des sites industriels.

L'excès de risque individuel sommé dépasse la valeur de 10^{-5} sur le domaine d'étude, hors périmètre des sites. La zone de dépassement est centrée autour de la zone industrielle de Lavera, sur des zones habitées (Lavera, Le Ponteau, la moitié de la ville de Port de Bouc), puis le long du trafic routier.

L'excès de risque individuel sommé compris dans l'intervalle 10^{-6} - 10^{-5} s'étend sur la majeure partie du domaine d'étude, et en dehors des limites du domaine d'étude. La zone recouvre les villes de Martigues, Port de Bouc, Châteauneuf-les-Martigues, Carry le Rouet et Sausset les Pins.

Figure 34 : Excès de risque individuel sommé 2012 – voie inhalation



Le polluant déterminant du risque est les particules diesel (participation de l'ordre de 50% en moyenne sur le domaine d'étude), suivi du 1,2-dichloroéthane, du 1,3-butadiène, du chrome VI et du nickel.

En 2007, le niveau de risque sur le quartier de la Gafette peut être jugé significatif.

Pour juger de la significativité ou non du risque toxique sans seuil par inhalation, en 2007 et 2012, sur l'ensemble du domaine d'étude, il est nécessaire d'analyser de façon approfondie les incertitudes de l'étude.

Cette discussion est réalisée au §.7 : Incertitudes, sensibilité et discussion.

On notera tout de même qu'un des polluants déterminant du risque sont les particules diesel. Celles-ci sont émises par le trafic maritime et le trafic routier, dont seuls les 5 axes principaux sur la zone d'étude ont été pris en compte.

La prise en compte de l'ensemble des axes routiers du domaine et l'intégration des tous les polluants émis par le trafic routier (benzène notamment) dans l'étude, peut significativement changer les conclusions de cette étude.

6.3.3.2 Exposition par ingestion

Les effets toxiques sans seuil par ingestion des polluants émis par la ZI Lavéra-La Mède sont présentés dans les figures et tableaux suivants.

L'ensemble des résultats aux récepteurs par polluants, pour les deux scénarios « majorant » et « moyen » sont présentés en annexe 25.

La carte de résultat de l'ERI sommé (pour les résultats de modélisation uniquement) est présentée en annexe 26.

Le tableau suivant présente l'excès de risque individuel sommé et par substance pour le récepteur le plus impacté, dans le cas du scénario « moyen » et du scénario « majorant » en tenant compte de la « pollution historique » au niveau des sols déterminée à partir de la campagne de mesures.

Tableau 63 : Excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté – Exposition par ingestion

Polluants	VTR (mg/kg/j) ⁻¹	ERI ingestion sol (modèle et métrologie) – Scénario moyen								récepteur le plus impacté adulte
		2007				2012				
		Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7- 18 ans	Vie entière	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7- 18 ans	Vie entière	
HAP eq. BaP	2,0E-01	8,3E-09	2,3E-08	1,8E-08	4,3E-08	8,3E-09	2,3E-08	1,8E-08	4,3E-08	R6
As	1,5	4,5E-06	1,3E-05	9,8E-06	2,4E-05	4,5E-06	1,3E-05	9,8E-06	2,4E-05	R6
Pb	8,5E-03	1,1E-07	3,2E-07	2,5E-07	4,8E-07	1,1E-07	3,2E-07	2,5E-07	4,8E-07	R6
	Valeur Repère									
ERIi sommé	10 ⁻⁴ – 10 ⁻⁶	4,6E-06	1,3E-05	1,0E-05	2,5E-05	4,6E-06	1,3E-05	1,0E-05	2,5E-05	R6

Polluants	VTR (mg/kg/j) ⁻¹	ERI ingestion sol (modèle et métrologie) – Scénario majorant								récepteur le plus impacté adulte
		2007				2012				
		Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7- 18 ans	Vie entière	Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7- 18 ans	Vie entière	
HAP eq. BaP	2,0E-01	8,3E-09	2,3E-08	1,8E-08	4,3E-08	8,3E-09	2,3E-08	1,8E-08	4,3E-08	R6
As	1,5	4,5E-06	1,3E-05	9,8E-06	2,4E-05	4,5E-06	1,3E-05	9,8E-06	2,4E-05	R6
Pb	8,5E-03	1,1E-07	3,2E-07	2,5E-07	4,8E-07	1,1E-07	3,2E-07	2,5E-07	4,8E-07	R6
	Valeur Repère									
ERi sommé	10 ⁻⁴ – 10 ⁻⁶	4,6E-06	1,3E-05	1,0E-05	2,5E-05	4,6E-06	1,3E-05	1E-05	2,5E-05	R6

Toutes les substances ont un excès de risque individuel inférieur à 10^{-6} à l'exception de l'arsenic. Ce niveau de risque élevé pour ce polluant est majoritairement lié aux concentrations mesurées dans les sols de la zone plutôt qu'aux rejets actuels des industriels.

En effet, sans la prise en compte des mesures dans les sols au niveau du calcul de risque, l'excès de risque individuel aurait varié entre $4,7 \cdot 10^{-8}$ et $3,1 \cdot 10^{-10}$ respectivement pour l'arsenic (vie entière) et le plomb (adulte).

Concernant le risque toxique sans seuil par ingestion, le déterminant du risque est l'arsenic mesuré dans les sols.

6.3.3.3 Caractérisation du risque sans seuil global

Conformément à ce qui est préconisé dans le guide INERIS, nous avons sommé l'ensemble des risques cancérogènes quel que soit le type de cancer provoqué et quelle que soit la voie d'exposition concernée, ceci afin d'estimer le risque cancérogène global qui pèse sur la population.

Les valeurs au récepteur le plus impacté (R6) sont présentées dans le tableau suivant, pour le scénario « moyen » 2007 :

Tableau 64: Excès de risque de cancer global- scénario moyen

		Adulte	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	Vie entière
ERI inhalation		1,28E-04	3,00E-05	4,71E-05	1,28E-04
ERI ingestion		4,57E-06	1,28E-05	1,01E-05	2,45E-05
ERI global	Σ	1,3E-04	4,3E-05	5,7E-05	1,5E-04

L'excès de risque individuel global, pour le récepteur le plus impacté et pour le scénario « moyen » 2007 varie entre $4,3 \cdot 10^{-5}$ et $1,5 \cdot 10^{-4}$, valeurs d'ERI comprises dans l'intervalle 10^{-6} - 10^{-4} . Ces risques sont principalement dus à la voie d'exposition par inhalation qui participe à hauteur de 95% au risque global.

7 Incertitudes, sensibilité et discussion

L'analyse des incertitudes fait l'objet d'un paragraphe à part entière. 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 estimé).

Il s'agit de recenser les incertitudes principales présentes dans l'étude. L'évaluation des incertitudes est menée selon une approche qualitative et quantitative lorsque cela est possible.

7.1 Estimation du terme source

Les données prises en compte pour le terme source des rejets atmosphériques sont les données fournies par les industriels. Une faible part des émissions a dû être quantifiée par BURGEAP.

Pour chaque site industriel, les données prises en compte ont fait l'objet d'une validation par les inspecteurs DREAL en charge des sites.

L'estimation du terme source reste toutefois source d'incertitudes, notamment liées à l'extrapolation des campagnes de mesure, à l'évaluation théorique des flux et à la non prise en compte de certaines sources. Les principales incertitudes sont présentées ci-après.

7.1.1 Incertitudes génériques

L'extrapolation des campagnes de mesures

Pour tous les industriels, la quantification des émissions atmosphériques des industriels 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. Elles sont de plus susceptibles d'être entachées d'erreurs métrologiques. L'incertitude engendrée est difficilement quantifiable.

La quantification théorique des émissions

Les projets 2012

L'ensemble des données indiquées pour le futur site BIOCAR, ainsi que pour les projets d'extension ou de réduction des émissions (LBC, INEOS...) correspondent à des émissions théoriques, réglementaires ou à des données constructeurs. Il conviendra de vérifier le respect de ces valeurs une fois les installations mises en service.

GONTERO

La quantification des émissions de particules du site GONTERO a été entièrement réalisée à l'aide de formules empiriques. Compte tenu des éléments disponibles, l'incertitude engendrée est difficilement quantifiable.

Le trafic maritime

La quantification des émissions du trafic maritime effectuée dans cette étude comporte de nombreuses hypothèses qui ont permis d'obtenir une **première estimation** de ces émissions.

L'ensemble des bateaux à destination du port de Lavéra ont été différenciés selon leur taille en deux catégories, avec pour chaque catégorie des hypothèses de puissance moyenne du moteur principal et des moteurs auxiliaires, du nombre de moteur, du type de bateau (pétroliers, chimiquiers...), des temps de manœuvre et déchargement, de la vitesse de navigation...

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 139

Seuls les navires entrant dans le port ou à quai, ont été pris en compte. Les bateaux au mouillage au large de Lavéra n'ont pas été pris en compte.

L'ensemble de ces hypothèses engendrent de fortes incertitudes qu'il est difficile d'évaluer comme majorantes ou minorantes sans une étude plus poussée. La comparaison modèle/mesure réalisée sur le SO₂ semble tout de même indiquer que ces émissions ont été légèrement surestimées.

L'influence du trafic maritime sur les résultats de particules diesel, SO₂ et NOx est indiquée en quelques points récepteurs, pour l'année 2007 :

Tableau 65 : Participation du trafic maritime aux concentrations dans l'environnement sur certains récepteurs

Point	localisation	NOx	SO ₂	Particules diesel
MR1	Pointe port de Bouc	78%	78%	87%
R2	Proximité AZUR CHIMIE	53%	51%	72%
R4	Est ZI Lavéra	52%	36%	87%
R6	Ponteau	37%	19%	93%
M2	Centre Martigues	13%	14%	22%
R8	La couronne	26%	14%	46%
R14	La Mède	5%	2%	9%

La participation des émissions du trafic maritime aux concentrations retrouvées dans l'environnement peut être plus ou moins importante selon les localisations. Elle est très importante au niveau de la pointe de Port de Bouc et relativement importante aux alentours de la ZI de Lavéra (Lavéra, Ponteau, Est de la ville de Port de Bouc...). Elle est faible au niveau de la zone de la Mède.

A noter que la forte influence du trafic maritime sur la pointe de Port de Bouc a également été observée lors de l'étude odeur réalisée par AIRFOBEP sur le secteur¹.

Ainsi l'incertitude sur la quantification des émissions du trafic maritime joue principalement sur la ville de Port de Bouc et le quartier de Lavéra où les émissions semblent surestimées.

Le Trafic routier

La quantification des émissions se base sur de nombreuses hypothèses qui engendrent des incertitudes.

Ces hypothèses, non exhaustives, sont :

- la vitesse de circulation des véhicules,

La vitesse prise en compte sur un tronçon est considérée comme constante. Elle ne tient pas compte des accélérations et décélération sur les tronçons.

- les facteurs d'émissions utilisés par ADEME Impact.

Les facteurs d'émissions pris en compte sont les facteurs COPERT III. Il existe depuis 2008 des facteurs d'émissions COPERT IV actualisés mais qui n'ont pas encore été intégrés dans le logiciel.

¹ Campagne d'observations olfactives dans les communes de Martigues et Port de Bouc – Rapport AIRFOBEP – Mars 2010

La principale incertitude, pouvant modifier les résultats de l'étude, est le dénombrement des véhicules roulant pour les différents scénarios (2007 et 2012), puisqu'il s'agit du principal paramètre dont les données sont incertaines.

Ces incertitudes ne sont toutefois pas de nature à remettre en cause les résultats de l'étude.

7.1.2 Incertitudes sur les polluants qui tirent le risque

Les particules diesel

Les particules diesel sont émises par le trafic routier et le trafic maritime. Dans les deux cas les émissions ont été estimées de façon théorique.

De plus, il est important de noter que seuls les **5 principaux tronçons routiers** du domaine ont été pris en compte et les émissions de particules diesel sur l'ensemble du domaine d'étude sont par conséquent fortement sous-estimées, notamment dans les centre-ville ou dans les zones densément urbanisées.

Pour le trafic maritime, de nombreuses hypothèses ont été prises en compte et seul un ordre de grandeur des émissions a été déterminé. Les émissions semblent cependant légèrement surestimées, principalement sur la pointe de port de bouc et la ville de Lavéra, à proximité immédiate du port maritime, et dans une moindre mesure sur l'ensemble du domaine d'étude.

Ainsi, les concentrations en particules diesel présentées dans le rapport sont soumises à de très fortes incertitudes. Dans les centre-ville ou dans les zones densément urbanisées, ces concentrations sont sous-estimées du fait de la non prise en compte des axes routiers secondaires. Sur la pointe de Port de Bouc et la ville de Lavéra, il est difficile de conclure sans réaliser des mesures spécifiques. **Sur le reste du domaine d'étude, les concentrations semblent être légèrement surestimées.**

Le 1,2-Dichloroéthane

Le 1,2-dichloroéthane est émis par les sources présentées dans le tableau suivant :

Tableau 66 : Sources d'émissions de 1,2-dichloroéthane

Polluant	Flux annuel (kg/an)	Flux annuel (kg/an)	Diminution du flux
	2007	2012	
1,2-dichloroéthane	510 407	190 022	63 %
Sites émetteurs	Flux annuel (kg/an)	Flux annuel (kg/an)	Diminution du flux
	2007	2012	
ARKEMA LAVERA	293 053	183 265	37%
AZUR CHIMIE	210 383	-	100%
CET Valentoulin	249	44	82%
LBC	6 722	6 713	0,1%

En 2007, les deux principaux sites émetteurs de 1,2-dichloroéthane sont les sites de AZUR CHIMIE et ARKEMA.

En 2010, le site AZUR CHIMIE a cessé son activité et depuis 2008 ARKEMA a déjà fortement réduit ses émissions de COV notamment sur les rejets « laveur » et « CF » pour lesquels les taux de captation ont été améliorés et une partie des événements envoyés au traitement thermique. Les émissions de 1,2-dichloroéthane sur la zone industrielle sont par conséquent nettement plus faibles depuis 2010.

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 141

Les zones de plus fort impact sont modifiées de par ces réductions d'émission. Les émissions de 2007 impactaient de façon plus importante les habitations de Port de bouc à proximité du site AZUR CHIMIE. Désormais, les zones de plus fort impact sont les habitations de Martigues au niveau du Ponteau.

Par conséquent retenir les émissions de 2012 pour gérer des risques futurs apparaît beaucoup plus pertinent.

Les niveaux de risque restent toutefois non négligeable de l'ordre de 7.10^{-6} et la substance est par conséquent à considérer comme une substance d'intérêt sanitaire sur la zone Lavera – La Mède.

En 2009 et 2010, ARKEMA a réalisé une série de mesures à proximité de son site. L'ensemble des concentrations mesurées sont inférieures à la limite de quantification de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Nous avons comparé les concentrations mesurées et modélisées (configuration 2007 et 2012) pour les points les plus proches des emplacements des sites de mesures « ARKEMA ».

Tableau 67 : Comparaison des concentrations environnementales modélisées et des concentrations mesurées à proximité du site ARKEMA

Points ARKEMA	X	Y	C° mesurées par ARKEMA en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	C° modélisée en 2007 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	C° modélisée en 2012 en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Facteur de surestimation de la modélisation
Point NC	817 160	1 822 850	< 2	9,5	5,9	$3 < X < 5$
Point P	817 340	1 822 430	< 2	9,3	5,3	$3 < X < 5$
Point L	818 240	1 822 850	< 2	13,6	7,7	$4 < X < 7$
Point IN	817 700	1 823 550	< 2	13,4	8,2	$4 < X < 7$

Le facteur de surestimation de la modélisation serait compris entre 5 et 7 pour 2007, et entre 3 et 4 pour 2012. Cependant, en l'absence d'informations plus précises sur les campagnes de mesures réalisées par ARKEMA (méthode, durée, période, ...), il reste cependant difficile de se prononcer sur la comparaison modèle/mesure.

Toutefois, en tenant compte des concentrations mesurées par ARKEMA, le risque cancérigène lié au dichloroéthane serait de l'ordre de 3.10^{-6} au point de mesure. Par ailleurs, en tenant compte du facteur de surestimation compris entre 3 et 4 pour 2012, le risque cancérigène pour le dichloroéthane serait alors compris entre $2,3.10^{-6}$ et $1,7.10^{-6}$ pour le scénario adulte, au récepteur le plus impacté. Il resterait supérieur à la valeur de 10^{-6} .

La substance reste par conséquent une substance d'intérêt sanitaire à surveiller sur la zone Lavera – La Mède, plus particulièrement au niveau de la zone du Ponteau.

Le Benzène

Le benzène est émis par les sites présentés dans le tableau suivant :

Tableau 68 : Sources d'émissions de benzène

Site industriel	Polluant	Flux du polluant (kg/an)	
		2007	2012
Chargement navire	Traceur de pollution « Benzène »	13 810	13 810
	Benzène	375	375
INEOS	Benzène	12 086	5 409
TOTAL La Mède	Benzène	8 944	8 104
Naphtachimie	Benzène	5 160	5 160

Site industriel	Polluant	Flux du polluant (kg/an)	
		2007	2012
GEXARO	Benzène	2 422	2 422
CAPM	Benzène	946	163
LBC	Benzène	325	325
	Traceur de pollution « Benzène »	203	203
TOTAL Lavéra	Traceur de pollution « Benzène »	144	115
GPMM	Traceur de pollution « Benzène »	131	107
TOTAL		44 547	36 194

Le plus gros émetteurs de benzène sur la zone est le site « chargement navire » avec près de 13 T/an. Cependant, ces émissions correspondent à des émissions théoriques puisqu'il s'agit d'un site émetteur d'hydrocarbures pour lequel des hypothèses de spéciation des différents COV ont été prises en compte. Par conséquent, ce terme source est soumis à de fortes incertitudes.

Pour les autres principales sources « industrielles » d'émissions de benzène, il est difficile d'évaluer l'incertitude de ces données. Il a cependant été noté lors de la collecte des données, qu'il existe une grande disparité en terme de méthodologie employée pour quantifier les émissions de COV canalisés et diffus liés aux activités de raffinage ou pétrochimie.

Enfin, comme nous l'avons déjà spécifier précédemment, les émissions de benzène issues du trafic routier n'ont pas été prises en compte, or celles-ci peuvent être significatives en centre ville ou sur les principaux axes routiers comme évoqué au paragraphe 7.1.4.

Une étude a été réalisée par AIRFOBEP¹ au cours de l'année 2001/2002 dans le but de cartographier les niveaux de fond de benzène dans l'air ambiant de la région de l'étang de Berre et de l'Ouest des Bouches-du-Rhône. 6 campagnes de mesures de 14 jours chacune à l'aide d'échantillonneurs passifs ont été menées à intervalle régulier entre juillet 2001 et juillet 2002.

Tableau 69 : Campagne de mesure benzène AIRFOBEP (2003)

Période de mesures	Concentration en benzène en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - campagne exploratoire AIRFOBEP			
	Martigues - Le Ponteau (che. de la Rade)	Châteauneuf-les-Martigues La Mède (allée du Tavernier)	Martigues - Lavera (square des romarins)	Port de Bouc - la Lègue
août-01	0,2	1,9	1,6	1,6
oct-01	3,9	2,4	2,3	2
janv-02	6,5	4,9	4,1	3,5
mars-02	3,3	1,2	4	2,2
mai-02	1,2	-	1,1	1,7
juil-02	1,4	1	3	1
<i>moyenne</i>	2,75	2,28	2,68	2
Calcul de l'excès de risque individuel associé				
ERI mesures AIRFOBEP	9,19E-06	7,62E-06	8,96E-06	6,69E-06
ERI modèle	1,12E-06	6,38E-07	5,17E-07	9,86E-07

Il existe quasiment un facteur 10 entre notre évaluation et celle réalisée à partir des mesures d'AIRFOBEP.

¹ Mesure des niveaux moyens de benzène de la région de l'ouest des Bouches-du-Rhône. AIRFOBEP, 2003.

Il semble donc que les émissions de benzène sont **sous-estimées**, notamment sur les zones densément peuplées.

Suite à l'étude menée en 2001/2002 dans le but de cartographier les niveaux de fond de benzène dans l'air ambiant de la région de l'étang de Berre et de l'Ouest des Bouches-du-Rhône, AIRFOBEP¹ a pérennisé la surveillance du benzène par échantillonnage passif sur les villes d'Arles, Salon-de-Provence, Martigues, Berre-l'Etang, Rognac, Marignane, Fos-sur-Mer, Châteauneuf / La Mède. 4 à 6 campagnes, de 15 jours chacune, sont réalisées chaque année sur l'ensemble des sites, afin d'évaluer la moyenne annuelle en benzène.

Il apparaît que le site de Martigues / L'Ile, montre des caractéristiques plutôt urbaines avec des corrélations du benzène avec les polluants liés aux transports routiers : oxydes d'azote et monoxyde de carbone. Les sites de Châteauneuf / La Mède, et Martigues / Lavéra quant-à eux sont caractérisés par une influence industrielle marquée.

En 2007, les concentrations moyennes sont inférieures à la valeur limite de protection de la santé pour 2010. Le site de Martigues / Lavéra dépasse néanmoins l'objectif annuel de qualité fixé à $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tableau 70 : Campagne de mesure benzène AIRFOBEP (2003 - 2007)

	Concentration en benzène en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - campagne AIRFOBEP (2003 – 2007)		
	Martigues l'ile	La mède	Lavera (square des romarins)
Moyenne (2003 – 2007)	1,41	1,68	2,23

De plus, depuis 2008, des mesures de benzène, par chromatographie en phase gaz en automatique, sont réalisées à Martigues / Lavéra. L'exploitation de ces mesures de benzène sur le site de Martigues/ Lavéra montre la pertinence d'une surveillance pérenne sur le site avec **une influence industrielle très marquée**. En effet par vent d'ouest à nord-ouest, la moyenne annuelle de benzène est très nettement plus importante que sur les autres secteurs de vents ($8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) exprimant ainsi l'influence de l'activité pétrochimique sur les niveaux de concentration en benzène à Lavéra.

Si l'on cumule cette influence particulièrement forte des émissions industrielles et une exposition en proximité immédiate du trafic, les niveaux d'exposition globale au benzène des populations résidant dans cette zone peuvent avoir été fortement sous estimés dans la présente étude.

Ainsi, au vu de l'ensemble de ces éléments, il apparaît que le niveau de risques global lié au benzène est sous-estimé et le benzène est à considérer comme une substance d'intérêt sanitaire sur la zone Lavéra – La Mède.

Le 1,3 Butadiène

Le 1,3-Butadiène est émis par les sites présentés dans le tableau suivant :

Tableau 71 : Sources d'émissions de 1,3-butadiène

Site industriel	Polluant	Flux du polluant (kg/an)	
		2007	2012
Naphtachimie	1,3-Butadiène	12 388	12 388
Chargement navire	Traceur de pollution « 1,3-Butadiène »	115	115
INEOS	1,3-Butadiène	9	9
LBC	Traceur de pollution « 1,3-Butadiène »	2	2

¹ Exploitation des mesures de benzène sur le territoire de l'Etang de Berre et de l'Ouest des Bouches-du-Rhône depuis 2003. AIRFOBEP, 2008.

Site industriel	Polluant	Flux du polluant (kg/an)	
		2007	2012
GPMM	Traceur de pollution « 1,3-Butadiène »	1	1
TOTAL Lavéra	Traceur de pollution « 1,3-Butadiène »	1	1
TOTAL		12 515	12 515

Le plus gros émetteur de 1,3-Butadiène sur la zone est le site NAPHTACHIMIE avec plus de 12 T/an. Tous les autres sites sont des émetteurs mineurs.

Naphtachimie ne prévoit aucune réduction des émissions du 1,3-Butadiène entre 2007 et 2012 puisque l'entreprise a déjà atteint son objectif de réduction des émissions de ses COV de 40% depuis 2001.

Concernant le butadiène, une campagne de mesure a été réalisée par AIRFOBEP en 2009¹ selon la directive européenne sur la zone de Martigues/Lavéra. Les résultats obtenus montrent des concentrations très homogènes autour du site de Lavéra, contrairement au site de Berre. Elles sont de l'ordre de 0,4 µg/m³. Ainsi, l'ordre de grandeur des concentrations modélisées dans l'environnement, au maximum de 3 µg/m³ pour 2007 (Cf. Tableau 30) retranscrit bien les niveaux mesurés sur la zone.

L'incertitude sur les données sources et par conséquent sur les niveaux de risque estimés du 1,3-Butadiène est faible.

Il est prévu que cette campagne soit reconduite par AIRFOBEP afin de consolider ces résultats.

Le chrome VI

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. Ainsi, une hypothèse de répartition du chrome VI a été prise à 10%.

Le chrome est un métal dont les principales formes chimiques correspondent à un état trivalent (Cr III) ou hexavalent (Cr VI) ; la forme la plus toxique étant le chrome hexavalent (chrome VI). A titre d'information, un certain nombre d'études ont été réalisées sur différentes activités industrielles : 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'arc², 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 :

1. *matrice emploi-exposition de l'OMS : 3 % de Cr VI dans le Cr total,*
2. *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 suivantes³ :

- *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,*

¹ Qualité de l'air, bilan synthétique par zone géographique. AIRFOBEP, 2009.

² INRS. ND2047, Evaluation de l'exposition des soudeurs au chrome et au nickel pour différents procédés de soudage à l'arc. 9p, 1997.

³ INRS – Documents pour le médecin du travail, n°39, 3^{ème} trimestre 1989 – 39 TR 14.

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 145

- industrie textile,
- tannage des peaux,
- photographie,
- fabrication et emploi des produits protecteur du bois,
- industries du bâtiment, utilisatrice de ciment.

Sur la ZI Lavéra-La Mède, les sites majoritairement émetteurs de chrome sont NAPHTACHIMIE, INEOS et TOTAL La Mède. Or, il est noté dans le guide méthodologique pour l'évaluation de l'impact sanitaire des rejets des raffineries de pétrole¹ que les métaux sont issus de la combustion de fioul. « Après oxydation dans une unité de combustion, il est très peu vraisemblable de détecter en quantité appréciable des dérivés hexavalents du chrome. 10% est un maximum (C. MANDIN, 2003). ».

Par conséquent, les concentrations en Chrome VI présentées dans cette étude sont plutôt majorantes.

Considérer un pourcentage de 3 % de chrome VI dans le chrome total entrainerait un niveau de risque de l'ordre de 8.10^{-7} jugé **non significatif**.

Le Nickel

Les sites majoritairement émetteurs de nickel sont INEOS et TOTAL La Mède. C'est un polluant considéré comme traceur purement industriel. En effet, le CERTU²³ considère que plus de 56 % du nickel mesuré dans l'environnement provient de la transformation de l'énergie fossile et près de 37 % provient de l'industrie manufacturière.

Les teneurs émises à l'atmosphère peuvent être estimées à partir de la teneur en Nickel contenue dans les pétroles bruts. Or celle-ci varie d'un produit à l'autre.

Afin de donner un ordre de grandeur à cette part d'incertitude concernant le flux de Nickel, une comparaison aux valeurs habituellement rencontrées sur des raffineries peut être établie. Le guide de l'INERIS⁴ présente un flux d'émission de nickel annuel moyen de 6 t/an pour une raffinerie d'une capacité de traitement de 10 millions de tonnes de pétrole brut par an. Les raffineries INEOS et TOTAL La Mède de la ZI de Lavéra-La Mède présentent des capacités de traitement respectivement de l'ordre de 0,35 et 6,2 millions de tonnes de pétrole brut par an, soit des flux annuels moyens en nickel qui devraient être de l'ordre de 300 kg et 4 tonnes/an. Or les flux pris en compte dans cette étude sont respectivement de l'ordre de 5 et 4 tonnes/an pour 2007. La comparaison par rapport au guide de l'INERIS permet de conclure à une cohérence des flux de nickel.

Par ailleurs, les concentrations estimées par le modèle sont de l'ordre de 10 ng/m³ ; Ce qui est considéré comme une signature industrielle au regard des valeurs mentionnées par le CERTU.

Toutefois en 2012, TOTAL La Mède va passer d'un combustible liquide+gaz à un combustible gaz uniquement. Ils n'ont donc associé aucune émission de métaux à ce nouveau fonctionnement. L'incertitude liée à cette hypothèse reste difficilement quantifiable.

Le SO₂

Les émissions de SO₂ sont des émissions majoritairement industrielles, qui sont relativement bien connues. La collecte des données a été réalisée de façon à recueillir les données annuelles d'émissions de ce polluant. Dans certains cas, le détail des émissions par mois et le fonctionnement uniquement journalier (8h-18h) a pu être pris en compte, mais dans tous les cas, le niveau de détail des émissions journalières n'a pas été intégré dans le recueil des données.

¹ Document du groupe de travail constitué du MEDD, direction régionales de l'industrie, DRIRE, ministère de la santé, INERIS, IRSN, UFIP - Février 2006

² CERTU : centre d'Études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques

³ 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.

⁴ INERIS, guide méthodologique pour l'évaluation de l'impact sanitaire des rejets des raffineries de pétrole, 2003

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 146

De plus, les résultats de la modélisation après correction (celle-ci étant liée aux paramètres de modélisation et non au terme source) ont montré une bonne cohérence avec les mesures régulièrement effectuées par AIRFOBEP sur la zone.

Par conséquent l'incertitude sur l'estimation du terme source en SO₂ en moyenne annuelle est faible.

7.1.3 Cas particuliers

EDF

Aujourd'hui, la centrale fonctionne en centrale d'appoint d'électricité et les heures de fonctionnement peuvent varier significativement chaque année. L'année 2007 prise en compte n'était pas la plus pénalisante, mais compte tenu de la participation du site aux concentrations dans l'environnement des polluants qui tirent le risque, il n'est pas nécessaire d'étudier une autre année plus pénalisante. Ces pourcentages sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 72 : Participation du site EDF aux concentrations dans l'environnement en 2007

Point	localisation	NOx	PM2.5	SO ₂	Cr VI	Aliphatiques nC5 nC8
M1	Centre port de Bouc	0,4%	1,7%	0,7%	0,6%	0,01%
M2	Centre Martigues	1,5%	2,6%	2,9%	2,7%	0,03%
E6	La couronne	5,5%	5,7%	3,9%	2,3%	0,09%
R5	Lavéra	3,3%	4,7%	4,6%	1,9%	0,03%
R6	Ponteau	0,8%	0,5%	0,7%	0,1%	0,00%
R7	Proximité EDF	1,5%	0,4%	0,8%	0,1%	0,01%

A partir du 31/07/2012, EDF passe à des cycles combinés gaz avec un fonctionnement dit de semi-base représentant environ 4 100 h/an. L'arrêté préfectoral de l'installation autorise un fonctionnement jusqu'à 8 000 h/an. Le temps de fonctionnement pris en compte dans une approche majorante pour cette étude a été de 5500 h/an. La participation d'EDF aux concentrations dans l'environnement est présentée dans les tableaux suivants :

Tableau 73 : Participation du site EDF aux concentrations dans l'environnement en 2012

Point	localisation	NOx	PM2.5	SO ₂
M1	Centre port de Bouc	0,9%	23,5%	0,2%
M2	Centre Martigues	3,1%	28,5%	0,6%
E6	La couronne	15,1%	51,5%	1,5%
R5	Lavéra	7,3%	41,2%	1,2%
R6	Ponteau	4,4%	14,8%	0,6%
R7	Proximité EDF	9,7%	35,8%	1,0%

La prise en compte d'un nombre d'heures de fonctionnement différent n'a pas d'influence significative sur les conclusions de l'étude.

Enfin, aucun risque sanitaire directement lié à la centrale EDF n'a été identifié dans cette étude. Il n'est donc pas nécessaire d'étudier le fonctionnement de la centrale en régime transitoire.

Chargement navire

En l'absence de données sur l'estimation des émissions pour 2012 au niveau du chargement des navires, les émissions 2012 ont été considérées comme identiques à celles de 2007.

Compte tenu de l'influence significative des émissions de benzène au niveau du chargement navire, il conviendra de surveiller de près ces émissions chaque année.

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD – CLy	
01/07/11	Page : 147

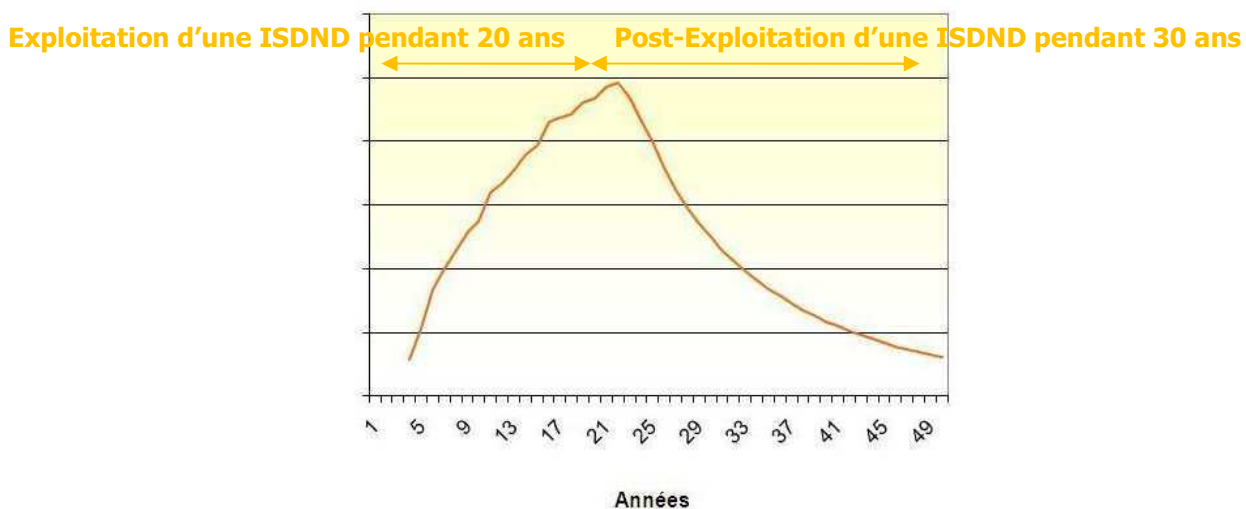
7.1.4 Terme source non pris en compte

ISDND Vallon du Fou

Les émissions de l'ISDND du Vallon du Fou ne sont pas intégrées alors que celles de l'ISDND de Valentoulin sont prises en compte dans cette étude.

La courbe ci-après correspond à la courbe de production de biogaz au niveau de la zone de stockage d'une installation de stockage de déchet non dangereux.

Figure 35: Courbe de production de biogaz pendant et après exploitation



La production de biogaz de l'ISDND de Valentoulin est au maximum de la courbe alors que celle du Vallon du fou se situe dans la partie la plus basse. En effet, l'ISDND du Vallon du Fou vient d'être mis en service (premiers apports en 2009) alors que celui du Valentoulin s'arrête. Ainsi, d'après le cycle de production de biogaz (issu de la fermentation des déchets), les émissions prévisibles en 2012 seront a priori limitées pour le Vallon du Fou alors que la méthanisation restera importante pour le site de Valentoulin.

Les deux sites ayant les capacités de stockages suivantes :

- Valentoulin : 35 000 t/an
- Vallon du Fou : 25 000 t/an

Les courbes de production de biogaz seraient quasiment identiques. Lorsque le maximum de production de biogaz sera atteint pour le site du vallon du fou, la production de l'ISDND de Valentoulin se situera dans la partie la plus basse de la courbe.

Par conséquent, la non prise en compte des émissions de l'ISDND du Vallon du fou, ne modifie pas les conclusions de cette étude.

Lafarge Aluminates (KERNEOS)

L'industrie Lafarge Aluminates (KERNEOS), au Nord-Ouest du domaine d'étude, sur la commune de Port de Bouc, n'a pas été prise en compte dans cette étude, car celle-ci est déjà intégrée dans l'ERS de Fos.

Cependant, depuis l'étude Fos, l'industriel a déposé en préfecture un dossier de demande d'autorisation d'exploiter pour une capacité de production plus importante. L'influence de ces

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 148

nouveaux rejets sur le domaine d'étude Lavéra a ainsi été analysé et comparé au résultats 2012. L'étude de l'impact de ces nouveaux rejets atmosphériques de Lafarge Aluminares (KERNEOS) a été réalisée par BURGEAP en 2009 (rapport RAV02312-2).

En 2012, le projet Lafarge Aluminares (KERNEOS) sera un fort émetteur de SO₂ sur la zone : 980 T/an, soit le 4ème plus gros émetteur sur la zone de Lavéra après : INEOS, TOTAL La Mède et NAPHTACHIMIE. La concentration modélisée au récepteur le plus impacté par le projet est de 4,8 µg/m³. Au récepteur E1, elle est de 1,7 µg/m³, soit une augmentation des concentrations de SO₂ estimées dans l'étude Lavéra, sur ce point de près de 30%. Sur les zones les plus impactées par le SO₂ provenant de la ZI Lavéra, la participation de Lafarge Aluminares (KERNEOS) est nettement plus faible.

Le projet Lafarge Aluminares (KERNEOS) sera également un fort émetteur de NO₂ sur la zone : 1 080 T/an, soit le 4ème plus gros émetteur sur la zone de Lavéra après : INEOS, NAPHTACHIMIE et EDF. La concentration modélisée au récepteur le plus impacté par le projet est de 5,3 µg/m³. Au récepteur E1, elle est de 1,85 µg/m³, soit une augmentation des concentrations de NO₂ estimées dans l'étude Lavéra, sur ce point de près de 20%. Sur les zones les plus impactées par le NO₂ provenant de la ZI Lavéra, la participation de Lafarge Aluminares (KERNEOS) est nettement plus faible.

Les polluants déterminants du risque sur le projet d'extension de Lafarge Aluminares (KERNEOS) sont :

- pour les effets à seuil par inhalation : le manganèse et l'antimoine. Le quotient de danger pour le système respiratoire, au récepteur le plus impacté, est de 0,25. Au récepteur E1, il est de 0,01 pour 0,1 dans l'étude Lavéra,
- pour les effets sans seuil par inhalation : le chrome VI et le cadmium. L'excès de risque individuel sommé, au récepteur le plus impacté, est de $5,6 \cdot 10^{-7}$. Au récepteur E1, il est de $3 \cdot 10^{-8}$ pour $8,1 \cdot 10^{-6}$ dans l'étude Lavéra,
- pour les effets à seuil par ingestion : l'antimoine. Le quotient de danger pour le système sanguin, au récepteur le plus impacté, est de 0,4. Au récepteur E1, il est de 0,04 pour $2 \cdot 10^{-5}$ dans l'étude Lavéra,
- pour les effets sans seuil par ingestion : l'arsenic. L'excès de risque individuel sommé, au récepteur le plus impacté, est de $1 \cdot 10^{-7}$. Au récepteur E1, il est de $1 \cdot 10^{-8}$ pour $4 \cdot 10^{-9}$ dans l'étude Lavéra,

Par conséquent, le projet Lafarge Aluminares (KERNEOS) a une influence significative sur les niveaux de risque calculés par ingestion sur le domaine d'étude Lavéra. Cependant, compte tenu des niveaux de risque observés, l'influence de Lafarge Aluminares (KERNEOS) n'est pas en mesure de changer les conclusions de l'étude.

Pour les autres polluants ou voie d'exposition, l'influence de Lafarge Aluminares (KERNEOS) est importante à proximité directe du site industriel. Elle est négligeable sur les zones les plus impactées de l'étude Lavéra. Par conséquent, l'influence de Lafarge Aluminares (KERNEOS) n'est pas en mesure de changer les conclusions de cette étude

Trafic routier

L'étude s'est portée sur l'impact de la zone industrielle sur la santé des populations. Elle a par conséquent pris en compte les principaux axes routiers aux abords de la ZI et sur le domaine d'étude mais n'a pas pris l'ensemble des tronçons routiers, notamment ceux en centre ville.

Ainsi, les cartes de concentrations présentées pour chaque polluant dans cette étude ne sont pas exhaustives. Pour le trafic routier, les polluants majoritairement émis, qui peuvent significativement influencer sur les résultats de l'étude, notamment sur les zones habitées sont : les particules diesel, le NO₂ et le benzène, comme précédemment indiqué au §7.1.2.

Comme déjà évoqué précédemment, pour cette source d'émission, le benzène n'a pas été considéré. Ce qui constitue une source d'incertitude majeure pour l'exposition des populations exposées

RAV02706-4/A22574/CAVA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 149

conjointement aux émissions des sites industriels et du trafic routier comme par exemple sur la zone de Martigues/lavera (Cf. § 7.1.2 - benzène)

A titre indicatif, quelques études réalisées sur le territoire national par les différentes AASQA montrent effectivement l'importance des concentrations en benzène liées au trafic routier. Par exemple, une étude a été réalisée par Air Normand en 2008, pour mesurer la qualité de l'air en proximité de la circulation automobile au Havre¹. Des mesures par échantillonneurs passifs ont été réalisées sur le principe de 6 campagnes de 14 jours sur 51 sites de proximité trafic. Les résultats de cette étude montre effectivement un dépassement de la valeur de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur 16 sites (soit 31% des sites de mesures). Elles restent cependant toutes inférieures à $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Air Normand a également réalisé une étude sur 19 sites « trafic » de Haute Normandie². La moyenne pour les sites étudiés est de $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Aucune valeur n'est supérieur à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

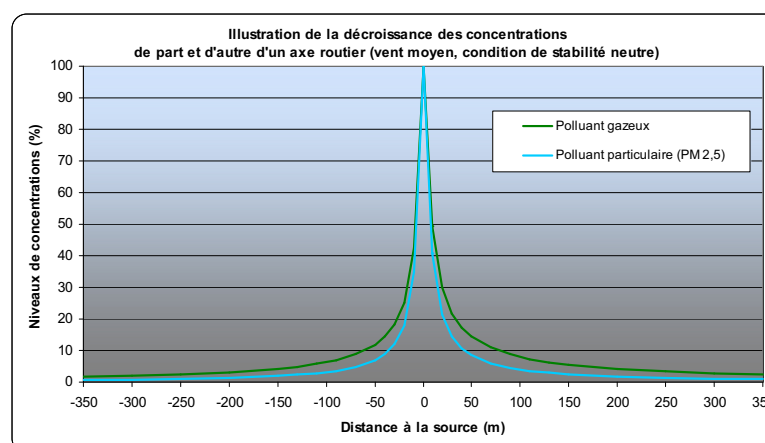
En région PACA, les concentrations moyennes mesurées sur un site « trafic » sont comprises entre 2 et $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De façon plus locale, sur un site « trafic » proche d'une intersection, les concentrations peuvent être plus importantes en raison du « stop and go » correspondant à la gamme de vitesse la plus émettrice en benzène.

Dans le cadre de l'analyse de zone réalisée sur la Vallée du Paillon³, les concentrations maximales modélisées étaient de l'ordre de $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ces concentrations étaient toutefois considérées comme surestimées. La surestimation pouvait aller jusqu'à $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à proximité immédiate des principaux axes routiers de l'agglomération Niçoise (cf. la campagne de mesure réalisée par BURGEAP dans la vallée du Paillon et la campagne de mesures par tubes passifs réalisées par Atmo PACA dans le cadre du projet de tramway de Nice)².

D'une manière générale, et suivant les différents retours d'expérience existants sur la méthodologie COPERT (utilisée pour les données d'émission, hors benzène, du trafic routier considéré dans cette étude), il existe une incertitude (encore peu quantifiée) sur l'estimation des émissions en benzène liée au trafic routier. Globalement, on constate dans plusieurs conditions une surestimation des émissions en benzène par COPERT notamment à proximité des axes routiers et d'autant plus en zones urbaines où le trafic est plus important (trafic principal et également secondaire).

Il est par ailleurs intéressant de mentionner que la décroissance des concentrations en benzène est relativement rapide à proximité des axes routiers. Le graphique suivant présente la décroissance observée sur un transect d'un axe routier. On s'aperçoit que la décroissance sur les 50 premiers mètres est très rapide. La diminution est d'environ 90 % par rapport à la concentration maximale observée sur l'axe.

Figure 36 : Décroissance des concentrations modélisées le long du transect d'un axe routier



¹ Mesure de la qualité de l'air en proximité de la circulation automobile au Havre et sur le territoire de la CODAH. Air Normand, 2008. Rapport n°07-11-09.

² Rapport n°08-23-10. Air Normand, 2010.

³ rapport BURGEAP RAv02294-3, mai 2010.

Autres sources

Les sources considérées dans cette étude sont :

- Le trafic routier principal,
- Le trafic maritime,
- Les principaux industriels.

Toutes les sources d'émissions de polluant d'origine non industrielle n'ont pas été prises en compte dans cette étude. Il n'a effectivement pas été considéré toutes les émissions liées notamment :

- au tertiaire/résidentiel (le crématorium, le chauffage domestique ...),
- au trafic routier secondaire,
- au trafic ferroviaire,
- au trafic aérien,
- aux brûlages des déchets verts,
- à l'agriculture,
- aux émissions naturelles (particules du Sahara, embruns, réenvols de particules)....

Ainsi, il est important de garder à l'esprit que les niveaux simulés notamment en poussières ne sont pas représentatifs de l'exposition globale réelle, mais uniquement de l'exposition liée aux émissions attribuables aux différentes sources retenues dans la présente étude.

La zone industrielle de Fos

Comme présenté dans le § 4.3.2: Validation de la chaine de modélisation, la contribution de la ZI de Fos sur les concentrations mesurées sur la ville de Port de bouc est non négligeable à l'ouest du domaine.

D'un point de vue méthodologique, le croisement des informations issues des deux ERS réalisées sur les zones de Fos et Lavéra/La Mède doit nous permettre de mettre en évidence les principales zones impactées et les substances d'intérêt sanitaire sur lesquelles il est possible d'agir soit en termes de réduction à l'émission, soit en termes de surveillance environnementale.

- Pour les substances émises uniquement par l'une ou l'autre des zones, les études réalisées se suffisent à elles-mêmes.
- Pour les substances émises par les deux zones, une étude complémentaire (Rapport BURGEAP RAv2226) avait été menée précédemment afin de mettre en évidence ces zones impactées par les rejets des deux zones et les substances impliquées. Les principes retenus dans cette étude sont les suivants :
 - Le polluant est émis par la ZI de Fos et la ZI de Lavéra,
 - Les concentrations issues de la ZI de Lavéra ou la ZI de Fos participent à plus de 10% à la concentration totale sur la ville de Port de Bouc,

Ainsi, afin de juger du caractère significatif ou non du cumul de l'impact des ZI de LAVERA/LA MEDE et FOS SUR MER, nous avons calculé un indicateur A :

$$A = (C_{fos} + C_{lavéra}) / \max (C_{fos} ; C_{lavéra})$$

Plus la valeur de A est proche de 1, moins le cumul des deux études est significatif. Pour le calcul de l'indicateur A, les concentrations C_{fos} et C_{lavéra} ont été récupérées

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 151

en un point de la zone d'intersection des deux domaines, situé au cœur de la ville de Port de Bouc.

Sur ce critère les polluants comme le 1,3-butadiène, les particules diesel ou les dioxines ont été exclus. Les études de Lavéra, pour les deux premiers polluants, et l'étude de Fos pour les dioxines sont autosuffisantes.

- Les polluants sont des déterminants du risque.

5 polluants répondent aux critères ci-dessus : **le NO₂, le SO₂, les PM_{2.5}, le benzène, le nickel.**

Les cartes de risque ont été tracées pour ces polluants. Les cartes sont présentées en annexe 27.

On peut observer :

- pour le SO₂, la zone où les concentrations en SO₂ sont de 5 à 1 fois inférieures à la valeur guide (soit entre 10 et 50 µg/m³) s'étend sur la quasi-totalité de la ville de Port-de-Bouc avec la prise en compte des deux études de Fos et Lavéra. Toutefois, les niveaux de concentrations restent du même ordre de grandeur. La valeur maximale sur les zones habitées de la ville de Port-de-Bouc (au niveau du quartier La Lèque) en SO₂ est de 28 µg/m³ (contre 23 µg/m³ sans la part des industriels de Fos-sur-Mer).
- pour le benzène, la zone où les niveaux de risque varient entre la prise en compte ou non de la ZI de Fos est très faible. Les concentrations, soit les niveaux de risque, restent du même ordre de grandeur (ratio de l'ordre de 1,04 sur la concentration maximale sur la ville de Port-de-Bouc) au niveau de la ville de Port-de-Bouc.
- de même que pour le benzène, les concentrations, soit les niveaux de risque, pour le nickel sont du même ordre de grandeur au niveau de la ville de Port-de-Bouc entre l'étude Lavéra et l'étude Lavéra+Fos (ratio de l'ordre de 1,1 sur la concentration maximale sur la ville de Port-de-Bouc).

Le dichloroéthane apparaît comme déterminant du risque dans la présente étude. Ce polluant présente, dans l'étude Fos, de très faibles concentrations sur la zone de Port de bouc comparativement aux concentrations engendrées par la ZI de Lavéra. Il n'est donc pas utile de s'intéresser au cumul des polluants. La présente étude se suffisant à elle-même pour évaluer les risques sur cette zone d'étude. Il est de même pour le butadiène.

Il est toutefois à noter que dans le cadre de l'évaluation des Risque Sanitaire de Fos sur Mer, les particules issues du trafic routier n'ont pas été considérées comme des particules diesel mais comme des particules sans effet spécifiques. Par conséquent, pour cette substance en particulier, il ne peut être exclu un cumul des expositions au niveau de la ville de Port de Bouc.

7.2 Le choix des traceurs de pollution

COV non spécifiés

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.

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 152

Parmi les COV retenus dans cette étude, 65% d'entre eux correspondent à des émissions de traceurs de pollution. Le polluant majoritairement choisi comme traceur de pollution est les aliphatiques nC5-nC8 à 99%. Le benzène a également été retenu comme traceur de pollution à 0,5%.

On notera tout de même que le site EDF, dans son fonctionnement actuel en tranches fuel, est émetteur de 11T/an de COV à l'atmosphère qui ont été assimilés en totalité, dans une première approche, à des émissions d'aliphatiques nC5-nC8. Parmi ces COV, des traces de benzène, formaldéhyde, acroléine... peuvent être retrouvées. Compte tenu des niveaux de risque calculés pour ces polluants dans l'étude spécifique au site, très inférieurs à la valeur repère de 1 pour les quotients de danger (10^{-4}) et inférieurs à la valeur repère de 10^{-6} pour les excès de risque individuels (10^{-8}), cette première approche n'a pas d'influence significative sur les résultats de cette étude.

Les particules diesel

Les particules diesel sont de petite taille (0,1 à 0,3 μ m de diamètre) et essentiellement émises à partir de moteurs diesel.

Nous avons considéré que toutes les « PM exhaust » issues des véhicules sont considérées comme des particules Diesel. Cette hypothèse est, de fait, majorante. Il est nécessaire de préciser ici que les particules Diesel (polluant majoritaire dans la détermination du risque sanitaire dans cette étude) sont des particules de petite taille (0,1 à 0,3 μ m de diamètre), et qu'elles ne représentent pas 100% des particules émises par les véhicules diesel et autres. Nous ne disposons cependant pas de données permettant de discuter la part des particules Diesel dans le total de particules émises par les voitures (« PM Exhaust »).

En l'absence de données précises sur la proportion de ces particules par rapport aux particules totales émises, il est préférable de retenir une approche sécuritaire. Cette hypothèse a une influence directe sur les résultats de l'étude, mais il est, dans l'état actuel des connaissances scientifiques, difficile d'évaluer l'incertitude.

Ces données confirment cependant que l'hypothèse retenue (100% des « PM Exhaust » issues de véhicules diesel considérées comme des particules Diesel) **est majorante** concernant l'estimation des émissions réalisée pour les tronçons considérés.

HAP (équivalent benzo(a)pyrène)

Les HAP sont exprimés en équivalent Benzo(a)Pyrène, En effet, 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.

Cependant cette approche écarte les risques pour les effets toxiques à seuil (par ingestion et inhalation) pour les HAP disposant de VTR à seuil.

Par ailleurs, cette démarche, a un effet minorant sur le calcul du risque sans seuil par ingestion. Elle ne prend pas en compte les facteurs de bioconcentration ($BCF_{\text{végétaux}}$) de chacun des HAP pris séparément mais uniquement celui du Benzo(a)pyrène qui fait partie des plus faibles. On minore ainsi le risque cancérigène lié à l'ingestion. Cependant, compte tenu des niveaux de risque très faibles observés pour ce composé (de l'ordre de 10^{-8}), la prise en compte des $BCF_{\text{végétaux}}$ individuels de chacun des HAP, n'aurait pas changé les conclusions de cette étude.

7.3 Le choix des traceurs de risque

7.3.1 Substances cancérigènes non retenues

Lors du choix des traceurs de risque, 2 polluants cancérigènes n'ont pas été retenus pour la suite de l'étude : le 1,1,2,2-tétrachloroéthane et le T112, respectivement émis par l'ISDND Valentoulin et

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 153

ARKEMA. Le calcul du flux*ERU a montré que ces deux polluants participent théoriquement à moins de 0,01% et 0,001% du risque cancérigène global par inhalation. Pour le 1,1,2,2-tétrachloréthane, les niveaux de risque peuvent par conséquent atteindre la valeur de 10^{-10} et pour le T112, la valeur de 10^{-11} .

Compte tenu du fait que le 1,1,2,2-tétrachloroéthane est émis par l'ISDND Valentoulin, en dehors de la zone d'impact maximum, la non prise en compte de ces polluants dans la présente étude n'a pas d'influence significative sur les conclusions de cette évaluation des risques.

7.3.2 Ensemble des substances non retenues

Un choix de traceurs a été réalisé, afin de sélectionner les substances qui participent à plus de 1% du risque maximal pour les effets à seuil (conservation des substances dont le ratio Fluxcomposé/VTRcomposé > 1 % du ratio fluxcomposé /VTRcomposé maximal).

Outre les deux substances cancérigènes non retenues, le choix des traceurs de risque a abouti à la non prise en compte de 40 substances. Ce choix a été présenté au paragraphe 5.4 : Choix des traceurs de risques.

Le tableau ci-dessous rappelle le flux de chacune de ces substances non retenues.

Tableau 74 : Flux des substances non retenues

Polluants	2007	2012	Polluants	2007	2012
	Flux (kg/an)	Flux (kg/an)		Flux (kg/an)	Flux (kg/an)
1,1,2,2 tétrachloroéthane	19	3	HCl	532	947
1,1-dichloroéthane	1 552	619	Heptane	46	46
1,2-dichloroéthylène	2 506	440	HF	100	155
2-butanone	5 356	4 957	Méthanol	10 820	11 598
2-hexanone	4 913	864	Nonane	2 241	394
3-pentanone	24	4	Octane	7 656	3 039
Acétate d'Ether de glycol	195	195	Particules PM10	7 120	7 120
Acétate d'éthyle	4 554	4 548	Pentane	1 910	1 910
Acétone	21 624	24 084	Quartz	106	106
Chlorobenzène	91	16	R 134 A	5	5
Chloroéthane	24 602	17 825	R22	16 897	6 800
Chlorométhane	15 525	12 378	Selenium	34	34
Chrome III	478	375	T112	8	8
CO	1 397 809	2 716 369	Tetrahydrofurane (THFD)	1 084	1 083
Cuivre	389	248	Toluène	82 643	59 419
Dichlorobenzène (1,4)	132	23	Trichlorobenzène (124)	3	1
Etain	623	375	Trichloroéthane (1,1,1)	8 191	6 971
Ethanol	5 638	5 630	Triméthylbenzène	647	113
Ether de glycol	648	648	Xylène	52 724	33 163
Ethylbenzène	11 499	5 308	Zinc	3 659	2 404

Ceci n'est cependant pas de nature à modifier les conclusions de l'étude, car ils représentent au global environ 2 % du ratio flux/VTR inhalation maximal représenté par le nickel et 1,5 % du ratio flux/VTR ingestion maximal représenté par les dioxines.

7.4 Les 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.**

En outre, les effets de synergies inter polluants pour chaque voie exposition, 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 n'a pas été prise en compte dans cette étude. Le choix des VTR s'est fait sur des critères essentiellement toxicologiques.

Un choix basé uniquement sur la circulaire DGS aurait pu conduire à des choix différents notamment pour un certain nombre de substances dont notamment celles considérées comme « déterminants » du risque :

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 155

- Inhalation

Tableau 75 : Discussion sur les VTR inhalation

substances	VTR retenue	VTR « DGS »	Incertitude
As	ERU = 1,5E-03	ERU = 4,3E-03	Minorant
Cr VI	ERU = 4,0E-02	ERU = 1,2E-02	Majorant
Hg	MRL = 0,2	RfC = 0,3	Négligeable
Mn	MRL = 0,04	RfC = 0,05	Négligeable
B(a)P	ERU = 1,10E-03	ERU = 8,70E-02	Minorant
Naphtalène	ERU = 1,10E-06	ERU = 3,40E-05	Minorant
Benzène	MRL = 10	RfC = 30	Majorant
Acétaldéhyde	ERU = 2,7E-06	ERU = 2,2E-06	Négligeable
Formaldéhyde	REL = 3	MRL = 10	Majorant
Tétrachlorométhane	VTR = 38	-	-
Trichlorométhane	VTR = 63	-	-
1,2-dichloroéthane	REL = 400	MRL = 3000	Majorant
Chlorure de vinyle	ERU = 1,0E-06	ERU = 8,8E-06	Majorant

La prise en compte de ces VTR DGS aurait amené à un QD de 0,1 pour le système hépatique et 0,02 pour le système immunitaire (contre respectivement 0,2 et 0,1 dans cette étude). Soit dans l'ensemble un choix plus contraignant pour les effets à seuil.

Pour les effets sans seuil, le choix DGS aurait amené à un excès de risque sommé pour l'adulte du même ordre de grandeur ; le déterminant du risque étant le 1,2-dichloroéthane (pour plus de 90 %) pour lequel il n'y a pas de modification dans le choix de la VTR.

Pour l'Arsenic :

L'US EPA propose un ERUi de $4,3 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Cette valeur a été établie en prenant en compte l'apparition des cancers pulmonaires dans les études épidémiologiques réalisées en milieu professionnel (Brown et Chu, 1983, Lee-Feldstein, 1983 ; Higgins, 1982 ; Enterline et Marsh, 1982). Il s'agit d'une moyenne géométrique calculée de $4,3 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ à partir de deux moyennes géométriques de $2,6 \cdot 10^{-3}$ et $7,2 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Cette moyenne est peu différente des VTR proposée par l'OMS et l'OEHA.

La valeur OMS, quant à elle, a été dérivée récemment en toute connaissance de cause et ne retient pas les calculs de l'US-EPA, en mélangeant les études retenues par cet organisme et des études plus récentes réalisées en Suède.

Le nombre plus important d'études intégrées à l'élaboration de la VTR de l'OMS nous a conduit à choisir plutôt la VTR **cancérogènes par inhalation des formes inorganiques de l'arsenic** proposée par l'OMS soit un ERUi de $1,5 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$.

L'application de la circulaire DGS nous conduirait à choisir la valeur de $4,3 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ plus contraignante que celle que nous avons retenue. Les niveaux de risque estimés sont donc toujours dans la gamme haute de lecture du risque.

L'impact sur l'ERI par inhalation reste mineur, les risques étant de l'ordre de 10^{-8} .

Pour le chrome VI :

Pour les effets toxiques non cancérogènes du chrome VI par **inhalation**, l'US-EPA (1998) propose une RfC de **0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$** pour les effets sur les bronches et les poumons objectivés par les concentrations en lactate déshydrogénase dans le liquide de lavage bronchiolo-alvéolaire. 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. Mais 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.

L'US-EPA (1998), Santé Canada (1993) et l'OEHHA (2002) ont établi des ERUi différents à partir de la même étude épidémiologique de Mancuso (1975) portant sur 332 salariés. Dans cette étude la mort par cancer pulmonaire est corrélée avec l'exposition aux dérivés solubles du chrome (VI). L'US-EPA établit un ERUi de $0,012 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ tandis que Santé Canada établit une CT(0,05) de $0,66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ correspondant à un ERUi de $0,075 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ et l'OEHHA un ERUi de $0,15 (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Les divergences de valeurs retenues reposent sur différentes interprétations de l'étude épidémiologique.

La VTR retenue pour les effets toxiques cancérogènes 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). La confiance accordée à cette valeur est satisfaisante.

Cette valeur se situe dans la gamme d'ERUi synthétisée par l'OMS de $1,1 10^{-2}$ à $1,3 10^{-1} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$, soit une **incertitude d'un facteur 3,5**.

Le respect "stricto sensu" de la circulaire nous conduirait à retenir la valeur de l'US-EPA de $1,2.10^{-2}$, valeur moins protectrice que celle que nous avons retenue. Le niveau de risque pour le chrome VI passerait alors à 2.10^{-6} et 7.10^{-7} pour le scénario « vie entière », soit inférieur à la valeur de 10^{-6} et pourrait donc être considérés comme non significatifs.

1,2-Dichloroéthane :

Chez l'homme, par voie orale et par inhalation, aucune conclusion ne peut être établie sur le risque de cancer en relation avec le 1,2 dichloroéthane en raison des co-expositions à d'autres composés chimiques. Toutefois, par principe de précaution, l'AFFSET a retenue l'hypothèse de construction d'une VTR cancérogène sans seuil de dose. Cette valeur est précautionneuse.

Pour les effets toxiques à seuil par inhalation, BURGEAP préconise d'utiliser la VTR de L'ATSDR de $3\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ compte tenu des principes de sélection déterminés et de la protection accordée par le choix de retenir un ERUi, plutôt que la VTR de l'OEHHA de $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$, retenus dans cette étude pour garder une cohérence avec l'ensemble des EQRS globales actuellement menées dans le département des Bouches du Rhône. L'incertitude sur la VTR est d'un facteur 7,5.

Pour le Benzène :

La VTRi de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de l'US-EPA (2003), a été établie à partir d'une étude en ambiance professionnelle (Rothman *et al.*, 1996), portant sur des travailleurs exposés aux vapeurs de benzène dans 3 entreprises différentes, entre 6 mois et 16 ans (durée moyenne 6 ans), en retenant comme effet critique la diminution du nombre de lymphocytes circulants et la concentration limite correspondant à un excès de risque de cette diminution de 10% par rapport à la normale, déterminée

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 157

selon la méthode Benchmark. Après ajustement à une exposition continue il a été appliqué un facteur de sécurité de 300 (extrapolation du niveau d'effet (3), variation de la sensibilité humaine (10), prise en compte d'une étude subchronique (3) et données d'observations incomplètes (3), et il a été attribué un degré de confiance moyen à la RfC ainsi obtenue.

L'ATSDR a estimé un MRL chronique de 0.003 ppm pour le benzène basé 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 (BMCL_{0.25}) 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.

La VTR que nous avons retenue pour les risques chroniques non cancérogènes par inhalation est la valeur de 10 µg/m³ établie par l'ATSDR (2007). Cette valeur est la plus précautionneuse et est basée sur des données sur l'homme récentes (2004). Par ailleurs, l'effet critique retenu est celui reconnu par l'ensemble des organismes. De plus, il est à noter que l'AFSSET se base sur cette VTR pour définir sa VG pour les effets chroniques hors cancer.

Retenir la VTR de l'US-EPA de 30 µg/m³ conduirait un QD de l'ordre de 0,03.

La VTR retenue pour les risques chroniques cancérogènes 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 HCSP. L'incertitude sur la VTR est d'un facteur 1,3, considéré comme négligeable pour les conclusions de l'étude.

- Ingestion :

Tableau 76: Discussion sur les VTR ingestion

substances	VTR retenue	VTR "DGS"	Incertitude
B(a)P	ERU = 0,2	ERU = 7,30	Minorant
Antimoine	DJT = 0,006	RfD = 0,0004	Minorant

Pour les effets à seuil la prise en compte de la VTR de la DGS pour l'antimoine n'aurait pas modifié les niveaux de risque estimés dans l'étude. Le quotient de danger pour le système digestif pour l'enfant de 0 à 7 ans aurait été de 0,03 contre 0,002 dans la présente étude.

Pour les effets sans seuil la prise en compte de la VTR de la DGS pour le BaP n'aurait pas modifié de manière significative les niveaux de risque estimés dans l'étude. L'excès de risque sommé, pour la vie entière, aurait été de $2,6 \cdot 10^{-5}$ contre $2,5 \cdot 10^{-5}$ dans la présente étude.

De plus, il est important de rappeler que pour chaque polluant pris en compte dans l'étude seul l'organe cible le plus impacté a été pris en compte pour déterminer les niveaux de risque.

Conformément à la méthodologie préconisée dans le guide INERIS et par l'OPERSEI1, les quotients de danger ont été estimés pour les organes cibles principaux. Une VTR étant spécifique d'un effet critique 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 cible principaux (ayant servi à la construction de la VTR).

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

7.5 L'utilisation de modèles mathématiques de dispersion atmosphérique

Les incertitudes relatives aux calculs de concentrations de polluants dans l'air sont de deux types : celles intrinsèques au modèle numérique, compte tenu notamment de la complexité des sources et de la problématique à modéliser, et celles relatives à la qualité des données d'entrée du modèle.

Elles peuvent être regroupées en 3 grandes catégories : celles issues du calcul et des données météorologiques, celles associées aux termes sources (émissions) et celles relatives à la dispersion des polluants.

Météorologie

La zone d'étude est caractérisée par une topographie et par des phénomènes météorologiques relativement complexes. Toutefois, un nombre important de stations de relevés météo sont présentes sur la zone. Le choix de la station la plus adaptée, et conduisant aux meilleurs résultats, a pu faire l'objet de nombreux tests. Le modèle d'écoulement FLOWSTAR a permis à partir de ces données météo, de restituer les champs de vent et de turbulence modifiés par le relief de la zone. Sur certaines zones identifiées du domaine d'étude, les incertitudes peuvent cependant demeurer non négligeables (sous-estimation sur le sud du domaine : Lauron et surtout Sausset-les pins et Carry-le-Rouet).

Termes sources

La modélisation des sources (localisation, caractéristiques physiques et émissions) est basée sur l'inventaire des émissions industrielles et sur la quantification des émissions du trafic routier et maritime, réalisés par BURGEAP. Les incertitudes sont donc principalement liées à la qualité de ces données. Les plus fortes incertitudes sont a priori associées à la modélisation :

- des sources industrielles diffuses. En effet, la localisation précise de ces sources (cas des émissions fugitives associées à la globalité d'un site par exemple) et surtout la quantification de leurs émissions, peuvent être plus difficiles à définir que pour des sources canalisées,
- des sources du trafic maritime. Des hypothèses fortes ont dû être faites, et des facteurs d'émission théoriques ou issus de la littérature ont été utilisés.

Pour tous les sites industriels à l'exception de GONTERO, les particules ont été assimilées dans une hypothèse majorante à des particules fines PM_{2,5}. Cette hypothèse n'a pas de conséquence majeure sur les résultats de l'étude.

Dispersion des polluants

Pour réaliser le calcul de dispersion, nous avons mis en œuvre le modèle ADMS, modèle de référence en France pour les études d'impact chronique et parfaitement adapté aux échelles étudiées (domaine de quelques dizaines de kilomètres)

Le relief est relativement marqué sur le domaine. Il a toutefois été intégré dans le modèle de dispersion avec une résolution relativement fine, de 90m, au niveau des zones d'intérêt. Le modèle ajuste ensuite l'altitude réelle des sources et des points de grille par rapport au terrain naturel. La rugosité a été ajustée par rapport aux types de sols rencontrés sur le domaine d'étude pour prendre en compte au mieux son influence sur la progression des panaches. A plus petite échelle, aucun obstacle ne devrait perturber les émissions provenant des grandes sources canalisées (cheminées). En revanche, il est possible que certaines sources diffuses basses soient entourées d'obstacles (impact local). On peut toutefois estimer que leur effet restera local, et qu'ils ne modifieront pas les conclusions de l'étude.

Concernant la prise en compte de la nature des polluants dans le modèle, l'hypothèse est faite que les polluants gazeux se dispersent comme un traceur passif, hypothèse tout à fait réaliste compte tenu des échelles mises en jeu. A défaut de valeurs disponibles, des hypothèses ont dû être faites sur la taille et la densité des polluants particuliers (§ 6.1.4) pour le calcul des concentrations et dépôts des polluants particuliers. La prise en compte des phénomènes de dépôt a pour effet de diminuer les concentrations simulées dans le panache. En effet, une fraction des polluants contenus dans le panache se retrouve déposée au sol lorsque ces effets sont activés. Les tailles et les densités des particules retenues dans cette étude pour le calcul des concentrations en particules, métaux, HAP,

dioxines-furanes et monoéthylène glycole, correspondent à des valeurs moyennes couramment utilisées dans l'environnement industriel.

Enfin, il faut rappeler que l'étude s'est basée sur la dispersion des émissions du secteur industriel, et des principaux axes routiers et maritime. Pour réaliser le calage et la validation du modèle, la contribution de la zone industrielle de Fos sur Mer en SO₂ a été intégrée. Pour l'intégralité des calculs réalisés par la suite, seules les contributions des zones industrielles de Lavéra et La Mède, des quelques axes routiers les plus importants, et du trafic maritime principal, ont été prises en compte pour estimer les concentrations moyennes annuelles dans l'air et les flux de dépôts au sol. Aucune autre source émettrice, ni aucune pollution de fond n'a été intégrée aux calculs.

Par conséquent, il est possible que les valeurs de concentration et de dépôt soient globalement inférieures aux niveaux réellement observés (comme vu précédemment pour plusieurs polluants).

Parmi ces incertitudes, on retiendra notamment que le modèle a tendance à :

- sur-estimer légèrement les concentrations au niveau des capteurs de Port de Bouc La Lèque, et de Lavéra,

Cette sur-estimation peut être liée à la contribution du trafic maritime qui peut être légèrement majorée.

- sous-estimer les concentrations au niveau des capteurs de Martigues Ponteau et Sausset les Pins.

Cette sous-estimation est liée à des phénomènes météorologiques complexes que les modèles ont du mal à restituer.

7.6 Les mesures de concentrations dans les sols

Afin d'estimer l'exposition attribuable aux émissions passées de polluants de la ZI toujours présents dans les sols, une campagne d'échantillonnage des sols superficiels et de végétaux a été réalisée dans le voisinage de la zone industrielle. Ceci a été présenté dans le paragraphe 6.2 : Estimation des niveaux d'exposition par métrologie (ingestion de sols et végétaux).

Les sols

Afin de ne pas majorer de manière trop importante le niveau d'exposition, il a été choisi de prendre la deuxième valeur de concentration la plus élevée après la maximale sur l'ensemble des mesures (soit un équivalent de percentile 89 pour les mesures sol. L'hypothèse retenue reste toutefois majorante.

Les doses d'exposition ont été estimées à partir des concentrations médianes mesurées dans les sols afin d'apprécier cette part de majoration.

	Choix médian		
	DJE à seuil (mg/kg/j)		
Métaux	ADULTE	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans
Dioxines	1,15E-12	1,39E-11	6,93E-12
Benzo-a-pyrène	2,66E-08	3,19E-07	1,59E-07
Antimoine	7,05E-07	8,47E-06	4,23E-06
Arsenic	6,35E-06	7,62E-05	3,81E-05
Cadmium	1,43E-07	1,72E-06	8,60E-07
Chrome VI	9,80E-07	1,18E-05	5,88E-06
Cobalt	1,74E-06	2,09E-05	1,04E-05
Manganèse	1,70E-04	2,04E-03	1,02E-03
Mercure	1,41E-07	1,69E-06	8,47E-07
Nickel	6,88E-06	8,25E-05	4,13E-05
Plomb	1,42E-05	1,70E-04	8,50E-05
Vanadium	1,96E-05	2,36E-04	1,18E-04

	Choix centile 89		
	DJE à seuil (mg/kg/j)		
Métaux	ADULTE	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans
Dioxines	4,05E-12	4,86E-11	2,43E-11
Benzo-a-pyrène	8,44E-08	1,01E-06	5,06E-07
Antimoine	7,44E-07	8,93E-06	4,47E-06
Arsenic	6,91E-06	8,29E-05	4,15E-05
Cadmium	2,08E-07	2,50E-06	1,25E-06
Chrome VI	1,05E-06	1,26E-05	6,31E-06
Cobalt	2,18E-06	2,62E-05	1,31E-05
Manganèse	2,87E-04	3,45E-03	1,72E-03
Mercure	1,57E-07	1,88E-06	9,40E-07
Nickel	8,28E-06	9,94E-05	4,97E-05
Plomb	3,11E-05	3,74E-04	1,87E-04
Vanadium	2,36E-05	2,84E-04	1,42E-04

RAv02706-4/A22574/CAvA081644

NGU – CLD - CLy

01/07/11

Page : 160

Choix médian				Choix centile 89			
DJE à seuil (mg/kg/j)				DJE à seuil (mg/kg/j)			
Métaux	ADULTE	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans	Métaux	ADULTE	Enfant 0-7 ans	Enfant 7-18 ans
Crome III	8,82E-06	1,06E-04	5,29E-05	Crome III	9,47E-06	1,14E-04	5,68E-05
Thallium	6,99E-07	8,39E-06	4,20E-06	Thallium	7,23E-07	8,67E-06	4,34E-06

Le choix de prendre en compte le percentile 89 (2° résultat le plus élevé) par rapport à la médiane des résultats majore le calcul des doses d'exposition journalière, soit du risque, de l'ordre de 3,5 au maximum pour les dioxines à 1,03 au minimum pour le thallium.

L'arsenic dans les sols

Concernant le risque toxique par ingestion, le déterminant du risque est l'arsenic mesuré dans les sols. Il est cependant à noter que les concentrations mesurées dans le cadre de la présente étude sont dans les gammes de concentrations habituellement rencontrées sur le territoire national.

Ainsi la situation rencontrée n'est pas spécifique au site de Lavéra.

Les végétaux

Pour les végétaux, le nombre d'échantillon étant plus restreint et trop diversifié, il a été choisi de les écarter des niveaux d'exposition de l'ingestion afin de ne pas introduire une incertitude trop importante et non maîtrisable dans les calculs de risques. .

La prise en compte de ces mesures dans les végétaux pour la part historique de pollution des industriels de la ZI (avec la deuxième mesure la plus élevée) n'aurait toutefois pas modifié de manière significative les résultats du risque. Le risque pour la voie de l'ingestion aurait alors été de $2,6.10^{-5}$ pour le scénario moyen et de 3.10^{-5} pour le scénario majorant (contre $2,5.10^{-5}$ sans la prise en compte des mesures dans les végétaux) avec le même polluant déterminant du risque : l'arsenic. **La non prise en compte des mesures réalisées sur des végétaux pour le calcul du risque pour la voie de l'ingestion ne modifie donc pas les résultats de l'étude.**

7.7 Paramètres d'exposition et de modélisation des transferts

Pour tenir compte des contaminations induites par les transferts de pollution du milieu atmosphérique vers les autres media, un couplage du modèle de dispersion atmosphérique avec un modèle de transfert multi-compartiments (*air-sol-végétaux*) a été effectué. Il permet de quantifier les concentrations en polluants dans les différents milieux d'exposition. Nous avons employé les équations des logiciels existants sur le marché pour modéliser de façon couplée les transferts et les expositions. Elles ont été réécrites sous EXCEL afin de pouvoir modifier la totalité des paramètres d'entrée et prendre en compte certaines spécificités de l'approche française vis-à-vis de l'approche américaine ou hollandaise. Toutefois, il est important de souligner que l'approche reste empirique.

Les données inhérentes aux calculs des doses d'exposition pour l'ingestion comportent une marge d'erreur importante et non quantifiable. Il est en effet important de souligner que les résultats de la modélisation par ingestion nous semblent plus incertains que ceux provenant de la modélisation atmosphérique. Contrairement aux émissions atmosphériques, il n'existe pas de capteur en continu qui permettrait de comparer les données modélisées aux valeurs d'exposition réelle.

Ainsi, il apparaît que certains paramètres utilisés dans les équations mises en œuvre peuvent présenter une source d'incertitudes et influencer les résultats du risque.

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 régionales – Provence-Alpes-Côte d'azur). Les activités présentées sont données à titre d'exemple, cette liste n'étant pas exhaustive.

Tableau 77: Temps passé à l'extérieur du lieu d'habitation 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	97	126	45	75
Lieu de travail	400	276	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.

Dans tous les cas, les temps d'exposition retenus sont supérieurs à ceux de la fréquentation des établissements. **Ce paramètre influe sur le risque cancérogène qui a donc été surestimé.**

Quantité de sols ingérés

Concernant les calculs des doses d'exposition pour l'ingestion, 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'adultes et d'enfants dans leurs jardins privés, les débits respectifs de 50 et 150 mg/événement 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).

En ce qui concerne l'ingestion de sol et de poussières : la valeur recommandée par L'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 mesure 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 a été retenue par l'INERIS [INERIS 2001]¹.

L'article de Ph. Glorennec ne préconise pas clairement de valeur à prendre en compte, mais indique que en première approche, il est possible d'utiliser les valeurs générique 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.

Par ailleurs, les valeurs issues de l'étude de Staneck (2001) nous indiquent un percentile 90 à 111 mg/h (pour une exposition chronique). **Ainsi la valeur de 150 mg/j paraît en effet surestimée et reste dans une approche raisonnablement majorante mais non aberrante.**

Quantité de végétaux ingérés

Dans le cadre de cette étude, les calculs d'ingestion de végétaux ont été réalisés que pour 2 types de végétaux : les légumes feuilles et les légumes racinaires. Pour les autres types de végétaux, les facteurs de biotransfert ont été peu étudiés et sont mal connus. **L'incertitude inhérente à ces calculs aurait été alors difficilement maitrisable.**

Utilisation de facteurs de bioconcentration

Pour les calculs des doses d'exposition pour l'ingestion, une autre incertitude est liée aux facteurs de bioconcentration (BCF). En effet, les concentrations en HAP, dioxines et métaux via la chaîne alimentaire ont été évaluées en prenant des BCF issus de la littérature. Ces BCF sont présentés en annexe 17.

Les BCF issus de la littérature présentent une variabilité importante en fonction de la teneur en matière organique des sols, du pH, etc. et on note des variations parfois de plusieurs ordres de grandeur entre les valeurs présentées.

Les incertitudes importantes sur les concentrations dans les végétaux évaluées engendrent une incertitude tout aussi importante sur l'estimation du risque induit par la consommation de végétaux auto-produits. Cependant, en l'état actuel des connaissances scientifiques et techniques, celle-ci ne peut être réduite. **L'approche retenue qui suit le principe de prudence et de proportionnalité (écartant les facteurs de bioconcentrations extrêmes) permet cependant de conclure sur l'acceptabilité du risque.**

7.8 La pollution de fond

La pollution de fond pour les polluants atmosphériques gazeux n'a pas été intégrée dans cette étude de risque et minimisée par conséquent les risques sanitaires principalement :

- En agglomération, puisque seul le trafic routier sur les 5 principaux axes routiers a été pris en compte,
- A l'ouest du domaine et principalement sur la commune de Port de Bouc puisque la zone est soumise à l'influence des industriels de la ZI Fos-sur-Mer.

Pour les PM_{2.5}, les niveaux de fond sont classiquement élevés et les concentrations modélisées sur l'ensemble du domaine d'étude sont par conséquent non représentatifs de l'exposition réelle de la population. Les niveaux simulés correspondent uniquement à l'exposition aux rejets des zones de Lavéra et la Mède.

¹ INERIS (2001) Méthode de calcul des Valeurs de Constat d'Impact dans les sols, Novembre 2001

A contrario, la pollution de fond dans les sols pour les polluants particuliers a été intégrée. Seuls 10 points de mesures ont pu être réalisés sur la zone d'étude. Compte tenu de la faible représentativité des échantillons sur la zone d'étude, la pollution de fond prise en compte a été assimilée, dans une approche majorante, à la deuxième mesure la plus pénalisante. Ces données ressortent comme déterminantes dans le calcul des risques sanitaires.

On notera que sur les 10 échantillons, aucun ne présente de concentrations anormalement élevé par rapport aux valeurs moyennes de bruit de fond connues dans l'environnement. De plus, un plan d'échantillonnage et d'analyse conséquent a été réalisé sur les communes voisines de Fos sur mer et Istres, dans le cadre du projet AIGRETTE. Les résultats de cette étude montrent qu'il n'y a aucune contamination généralisée des sols de surface.

8 Conclusion générale

BURGEAP, en collaboration avec NUMTECH pour la modélisation de la dispersion atmosphérique, ont réalisé une étude de risque sanitaire globale sur les rejets atmosphériques et aqueux de la Zone Industrielle de Lavéra La Mède dans les Bouches-du-Rhône (13).

L'étude présentée porte sur les risques chroniques, en fonctionnement normal des installations, sur plusieurs horizons (2007 et 2012), pour une exposition des populations riveraines.

Cette démarche a pour objectif de déterminer la zone d'influence des rejets de la ZI et les niveaux de risque sanitaire associés. Elle doit permettre de fournir l'information nécessaire aux instances administratives pour mettre en place des plans de gestion et, si nécessaire, de réduction des émissions atmosphériques.

Cette étude s'est déroulée en plusieurs phases présentées au fur et à mesure au comité de pilotage (COPIL) constitué d'industriels, du Grand Port Maritime de Marseille, de représentants des CHSCT d'ARKEMA, INEOS et Naphtachimie, de représentants des communes concernées par le champ d'étude de cette ERS (Martigues, Châteauneuf les Martigues, Port de Bouc et Sausset les Pins), d'associations de protection de l'environnement (URVN, ECOFORUM, Environnement Industrie), d'experts (l'association agréée de surveillance de qualité de l'air AIRFOBEP, CIRE Sud et l'INERIS) et des représentants de l'état (DREAL PACA, ARS Paca – délégation des bouches du Rhône).

Le cadre méthodologique choisi pour mener cette étude est construit d'après les documents de référence actuellement en vigueur en France¹.

La première étape a consisté à réaliser un bilan complet consolidé de l'ensemble des émissions atmosphériques et aqueuses de la zone de Lavéra-La Mède. Les émissions atmosphériques retenues correspondent aux sources industrielles fixes ainsi qu'à celles liées aux trafics maritimes et routiers. L'année de référence choisie est l'année 2007, les chiffres de 2007 étant les plus consolidés et les plus complets au démarrage de l'étude. L'année de projection choisie est 2012, année permettant principalement d'intégrer les futures activités industrielles et les objectifs de réduction des émissions imposés d'ici 2010. Le recensement des émissions a porté sur 19 sites industriels. Ces informations sont renseignées pour 104 substances. L'identification précise des Composés Organiques Volatils (COV) a été complétée par des recherches bibliographiques adaptées aux secteurs d'activité concernés.

La seconde étape a permis d'identifier les habitudes comportementales de la population riveraine et de définir des scénarios d'exposition réalistes en ajustant au mieux, les paramètres d'exposition retenus. Il a été choisi de retenir une exposition par inhalation d'air et une exposition par ingestion de sol, de végétaux, de viande de mouton, de viande de volaille et d'œufs.

L'identification des effets toxiques des polluants retenus à la première étape nous a permis dans un premier temps d'écarter les substances répertoriées comme non toxiques dans les bases de données toxicologiques consultées et les substances pour lesquelles il n'y a pas de valeur toxicologique de référence (VTR) disponible. Dans un second temps, nous avons effectué un choix de « traceur du risque » en comparant les substances entre elles et en tenant compte à la fois des quantités émises (en flux annuel) et de la toxicité des composés. Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) utilisées dans le cadre de cette étude sont choisies selon une démarche raisonnée et fondée sur des critères toxicologiques, tout en tenant compte de la Circulaire DGS/SD. 7B n°2006-234 du 30 mai 2006.² Au final, 36 polluants ont été retenus pour réaliser l'étude des risques sanitaires.

¹ Le guide méthodologique INERIS¹ de Juillet 2003 sur l'évaluation des risques sanitaires qui définit les principes généraux de l'évaluation des risques sanitaires ainsi que le "Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact – février 2000" de l'InVS.

² Circulaire 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

L'estimation de l'exposition chronique des populations recensées a été réalisée :

- par modélisation à l'aide du logiciel ADMS 4.1,
Les concentrations et dépôts, pour l'ensemble des substances retenues comme "traceur", ont été calculés sur tout le domaine d'étude, après validation du modèle par comparaison des concentrations estimées de SO₂ avec les concentrations mesurées par le réseau de surveillance de la qualité de l'air : AIRFOBEP.
- par des mesures directes dans les sols et les végétaux.

Pour la quantification du risque, les niveaux d'exposition obtenus ont été comparés aux valeurs de référence à partir desquelles un effet sanitaire peut être observé. Pour les effets à seuil, les niveaux de risques sont évalués pour chaque substance, pour chaque voie d'exposition et pour chaque organe cible. Les résultats sont comparés aux valeurs repère de 0,2-5. Pour les effets sans seuil, les niveaux de risques sont évalués pour chaque substance et de façon globale. Les résultats sont comparés aux valeurs repère de 10⁻⁴ - 10⁻⁶. En dessous de la valeurs basse de ces repères, le risque est considéré comme non significatif. Au dessus de ces valeurs repères, le risque est considéré comme significatif.

Les résultats de la caractérisation du risque pour une exposition chronique, après discussion des incertitudes de l'étude, ont permis de mettre en évidence un risque sanitaire significatif pour :

- les effets à seuil pour le système respiratoire,
- les effets sans seuil.

Les zones concernées en premier lieu sont la ville de Port-de-Bouc et les quartiers de Lavéra et des Laurons.

Le système respiratoire :

Les particules diesel :

Les quotients de danger pour les effets à seuil par inhalation sont compris dans l'intervalle 0,2-5. La non prise en compte de tous les tronçons routier pour cette étude, sous-estime le risque sanitaire global ce qui tend à considérer que le risque toxique à seuil par inhalation est significatif.

De plus, **les particules (PM10 et PM2,5)**, le **dioxyde de soufre** et le **dioxyde d'azote** ne possédant pas de VTR, aucun calcul de QD n'a été effectué pour ces substances. Elles présentent cependant des concentrations proches des valeurs guide. Par conséquent, leurs effets toxiques notamment sur le système respiratoire se cumulent avec les effets des substances pour lesquelles un « QD système respiratoire » est estimé.

Le dioxyde d'azote :

Le NO₂ ne dispose pas de Valeur Toxicologique de référence permettant de réaliser un calcul de risque. Il peut toutefois induire des effets toxiques pour la santé. En effet, les concentrations en moyenne annuelle modélisées à proximité des grands axes routiers restent du même ordre de grandeur que la valeur guide moyenne de 40 µg/m³, et l'ensemble des tronçons routiers n'ont pas été pris en compte.

Le dioxyde de soufre:

Le dioxyde de soufre ne dispose pas de Valeur Toxicologique de référence permettant de réaliser un calcul de risque. Il peut toutefois induire des effets néfastes pour la santé.

Ses effets sont reconnus comme étant plutôt journalier, ils n'ont pas été traités dans cette étude mais les premières comparaisons de concentrations modélisées et des données AIRFOBEP montrent des dépassements réguliers de la valeur guide journalière.

Le risque toxique à seuil sur le système respiratoire est significatif sur le domaine d'étude et surtout à proximité immédiate des axes routiers, sur la ville de Port de Bouc, et sur les quartiers de Lavéra, le Ponteau et des Laurons.

Excès de risque individuel par inhalation :**Les particules diesel:**

L'excès de risque individuel par inhalation est dans l'intervalle de 10^{-4} – 10^{-6} . Comme pour le risque toxique à seuil, la non prise en compte de tous les tronçons routier pour cette étude, sous-estime le risque sanitaire global ; ce qui tend à considérer que le risque toxique sans seuil par inhalation est significatif.

Le benzène :

L'excès de risque individuel par inhalation est dans l'intervalle de 10^{-4} – 10^{-6} . La non prise en compte des émissions de benzène lié au trafic routier sous-estime le risque sanitaire global ; ce qui tend à considérer que le risque toxique sans seuil par inhalation est significatif.

Le 1,2-dichloroéthane:

L'excès de risque individuel par inhalation en 2012 est dans l'intervalle de 10^{-4} – 10^{-6} . Les émissions de ce polluant doivent par conséquent être surveillées.

Le 1,3-butadiène:

L'excès de risque individuel par inhalation en 2012 est dans l'intervalle de 10^{-4} – 10^{-6} . Les émissions de ce polluant doivent par conséquent être surveillées.

Excès de risque individuel par ingestion :**L'arsenic :**

L'excès de risque individuel par ingestion est dans l'intervalle de 10^{-4} – 10^{-6} .

Ce risque est principalement lié aux concentrations en arsenic mesurées dans les sols de la zone. En effet, on peut noter que l'apport dû aux retombées actuelles de la zone industrielle est quasi nul.

Il est cependant à noter que les concentrations mesurées dans le cadre de la présente étude sont dans les gammes de concentrations habituellement rencontrées sur le territoire national.

Ainsi la situation rencontrée n'est pas spécifique au site de Lavéra.

Le risque toxique sans seuil est significatif sur l'ensemble du domaine d'étude.

RAv02706-4/A22574/CAvA081644	
NGU – CLD - CLy	
01/07/11	Page : 167

A l'issue de cette étude, il apparaît donc :

- des dépassements réguliers de la valeur guide journalière pour le SO₂ ;
- un indicateur de risque significatif pour les effets cancérigène par inhalation ;
- un indicateur de risque proche de la valeur repère pour les effets à seuil sur le système respiratoire.

Certaines des incertitudes qui subsistent dans l'évaluation des risques réalisée pourraient être levées pour partie par l'intermédiaire :

- d'une analyse plus poussée des émissions liées au trafic maritime ;
- de campagnes de mesures au sud de la zone d'étude (Sausset-les-Pins, Carry-le-Rouet,...) afin de caractériser de façon plus précise les concentrations environnementales en polluants au niveau de cette zone. En effet, la modélisation a montré des limites techniques sur cette zone (conditions météorologiques difficiles à retranscrire par modélisation) ;
- de campagnes de mesures sur Port de Bouc, afin d'estimer l'exposition réelle des populations vivant sous l'influence des deux zones industrielles de Lavéra et Fos S/ Mer. Les substances à mesurer sont celles définies de façon plus fine par l'intermédiaire de l'analyse complémentaire de recoupement des ERS sur ces deux zones industrielles.

De façon à réduire les expositions des riverains, le contrôle et la réduction des émissions devra se poursuivre concernant notamment :

- le SO₂ : un dispositif préfectoral de réduction temporaire des émissions soufrées (STERNES) a déjà été engagé, grâce à l'analyse croisée des données météorologiques, des concentrations et des émissions de dioxyde de soufre à un pas de temps suffisamment fin. Les lieux à surveilleront plus particulièrement les Laurons, le Ponteau et la ville de Port de Bouc.
- tous les polluants cancérigènes, et plus particulièrement :
 - le benzène.
La surveillance environnementale pourra être poursuivie sur la zone de Lavéra en particulier en raison de la concomitance de l'exposition aux émissions industrielles et aux émissions potentielles du trafic routier ;
 - le dichloroéthane.
Une surveillance environnementale pourrait être envisagée sur Martigues, la zone du Ponteau.