



Ambès (33)

**Evaluation des risques
sanitaires liés aux rejets
atmosphériques des
industries soumises à
autorisation de la presqu'île
d'AMBES et de l'IUOM de
CENON**

Rapport provisoire

BURGEAP

Parc de la bastide blanche - Bat. B6
13127 VITROLLES

Téléphone : 04.42.77.05.15

Télécopie : 04.42.31.41.23

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 1

Communauté Urbaine de Bordeaux

**Evaluation des risques sanitaires liés aux rejets
atmosphériques des industries soumises à autorisation
de la presqu'île d'AMBES et de l'IUOM de CENON**

Rapport provisoire

Objet de l'indice	Date	Indice	Rédaction		Vérification		Validation	
			Nom	Signature	Nom	Signature	Nom	Signature
Version provisoire	01/10/2010	1	N. GUILPAIN C. VIENNE		C. LEDEVEHAT		C. LEDEVEHAT	
Corrections	29/11/2010	2	C.VIENNE		C.VIENNE		C.VIENNE	

Numéro de rapport :	RIn08815-02
Numéro d'affaire :	A24491
N° de contrat :	CBxA091784
Domaine technique :	PA14
Mots clé du thésaurus	Risque sanitaire

BURGEAP

Parc de la bastide blanche - Bat. B6
13127 VITROLLES

Téléphone : 04.42.77.05.15

Télécopie : 04.42.31.41.23

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 2

SOMMAIRE

RESUME NON TECHNIQUE	8
1 INTRODUCTION.....	15
1.1 Contexte et objectifs.....	15
1.2 Méthodologie générale.....	17
PHASE 1 : PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE ET INVENTAIRE DES EMISSIONS ATMOSPHERIQUES.....	21
2 DESCRIPTION DE LA ZONE D'ETUDE	22
3 INDUSTRIELS RETENUS DANS LE CADRE DE CETTE ETUDE	22
4 CARACTERISATION DES EMISSIONS DES DIFFERENTS SITES INDUSTRIELS	25
4.1 Estimation des émissions : méthodologie	25
4.2 Estimation des émissions : résultats au global.....	25
4.3 Estimation des émissions : résultats par industriel	28
PHASE 2 : CARACTERISATION DE LA ZONE D'ETUDE : CONCEPTUALISATION DE L'EXPOSITION ET CHOIX DES TRACEURS DU RISQUE.....	29
5 CONCEPTUALISATION DE L'EXPOSITION	30
5.1 Enjeux.....	31
5.2 Voies d'exposition.....	31
5.3 Temps d'exposition.....	32
6 IDENTIFICATION DES DANGERS ET LES RELATIONS DOSE-REPONSE	34
6.1 Identification des dangers	34
6.2 Relations dose-effet/dose-réponse	34
6.2.1 Critères de choix des VTR.....	35
6.3 Synthèse des valeurs repères retenues pour l'ensemble des substances de l'étude	37
6.4 Autres valeurs de comparaison utilisées	41
7 SELECTION DES TRACEURS DE RISQUE	42
7.1 Méthodologie.....	42
7.2 Traceurs de risque retenus pour les composés à seuil.....	44
7.3 Traceurs de risque retenus pour les substances sans seuil.....	48
7.4 Consolidation de la sélection des traceurs de risque.....	48
7.5 Traceurs de risque retenus pour l'étude pour l'exposition chronique	49
8 MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE DES TRACEURS DE RISQUES	50
8.1 Modélisation de la dispersion atmosphérique	50
8.2 Validation du modèle de dispersion	57
PHASE 3 : CARACTERISATION DES RISQUES SANITAIRES	71
9 ESTIMATION DES NIVEAUX D'EXPOSITION	72
9.1 Description de la population de la zone	72
9.2 Localisation des récepteurs	72
9.3 Résultats de la modélisation	76
9.4 Concentrations environnementales pour l'éthanol	77
9.5 Comparaison des concentrations environnementales modélisées avec les valeurs repères.....	78
9.6 Estimation des expositions par inhalation.....	85
9.7 Estimation des expositions par ingestion	87
10 CARACTERISATION DES RISQUES	90

10.1	<i>Méthodologie de calcul des risques.....</i>	90
10.2	<i>Caractérisation des risques pour les effets toxiques à seuil</i>	92
10.3	<i>Caractérisation des risques pour les effets toxique sans seuil.....</i>	101
11	INCERTITUDE, SENSIBILITE ET DISCUSSION.....	106
11.1	<i>Estimation du terme source</i>	106
11.2	<i>Choix de traceurs de pollution.....</i>	109
11.3	<i>Choix des traceurs de risque.....</i>	110
11.4	<i>Choix des valeurs toxicologiques de référence.....</i>	111
11.5	<i>Incertitudes liées à la modélisation.....</i>	115
11.6	<i>Cas des métaux lourds.....</i>	116
11.7	<i>Paramètres d'exposition et de modélisation des transferts.....</i>	116
	CONCLUSIONS.....	120
	ANNEXES.....	123

TABLEAUX

Tableau 1 : Liste des industriels pris en compte	23
Tableau 2 : Synthèse des émissions atmosphériques sur la presqu'île d'Ambès	27
Tableau 3 : Synthèse des émissions de COV spécifiques + COV « traceurs hypothétiques » sur la presqu'île d'Ambès	28
Tableau 5 : Récapitulatif des temps d'exposition retenus	32
Tableau 6 : Synthèse des VTR – Exposition chronique – Inhalation	37
Tableau 7 : Synthèse des VTR – Exposition chronique - Ingestion	40
Tableau 8 : Synthèse des valeurs guides	41
Tableau 9 : Substances non retenues pour l'étude	42
Tableau 10 : Traceurs de risque retenus pour l'inhalation – A seuil (1)	44
Tableau 11 : Traceurs de risque retenus pour l'inhalation - A seuil (2)	46
Tableau 12 : Traceurs de risque retenus pour l'ingestion – A seuil	47
Tableau 13 : Traceurs de risque retenus - récapitulatif	49
Tableau 14 : Phénomènes pris en compte dans la modélisation	51
Tableau 15 : Stations AIRAQ localisées sur la zone d'étude et mesurant le SO ₂	59
Tableau 16 : Comparaison des concentrations relevées par les stations AIRAQ et par les tubes sur la période de mesure	62
Tableau 17 : Détail des émissions de SO ₂ pour l'année 2006 (kg/an)	63
Tableau 18 : Concentrations moyennes annuelles mesurées et simulées en 2006 en NOx (µg/m ³)	67
Tableau 19 : Concentrations moyennes annuelles mesurées et simulées en 2006 en PM10 (µg/m ³)	67
Tableau 21 : Concentrations moyennes annuelles mesurées et simulées en métaux (µg/m ³)	68
Tableau 22 : Concentrations moyennes annuelles mesurées et simulées en COV (µg/m ³)	69
Tableau 23 : Récepteurs retenus pour l'étude	74
Tableau 24 : Valeur Guide	78
Tableau 25 : Concentrations environnementales modélisées - moyenne annuelle	79
Tableau 27 : Concentrations moyennes d'exposition en µg/m ³ pour les effets toxiques sans seuil au récepteur le plus impacté	86
Tableau 28 : Doses moyennes d'exposition en mg/kg/j pour les effets toxiques à seuil pour le récepteur le plus impacté	88
Tableau 29 : Doses moyennes d'exposition en mg/kg/j pour les effets toxiques sans seuil pour le récepteur le plus impacté	88
Tableau 30 : Synthèse des organes cible pour les effets toxiques à seuil – Inhalation	92
Tableau 31 : Quotients de danger par substance pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation	93
Tableau 32 : Quotients de danger par organe cible pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation	94
Tableau 33 : Synthèse des organes cible pour les effets toxiques à seuil – Ingestion	97
Tableau 34 : Quotients de danger par substance – Exposition par ingestion	97
Tableau 35 : Quotients de danger par organe cible – Exposition par ingestion	98
Tableau 36 : Excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation	101
Tableau 38 : Excès de risque individuel pour la voie de l'inhalation et population concernée	105
Tableau 40 : Discussion sur les VTR ingestion	111
Tableau 41 : Quotients de danger par substance pour le récepteur le plus impacté – Exposition par ingestion	112
Tableau 42 : Excès de risque individuel par substance pour le récepteur le plus impacté – Exposition par ingestion	112
Tableau 43 : Discussion sur les VTR inhalation	113

Tableau 44 : Quotients de danger par substance pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation	114
Tableau 45 : Excès de risque individuel par substance pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation	114
Tableau 46 : Temps passé à l'extérieur du lieu d'habitation pour une catégorie socio- professionnelle donnée en min/jour	117

FIGURES

Figure 1 : Localisation des sites industriels retenus dans l'étude	24
Figure 2 : Schéma conceptuel de l'exposition	30
Figure 3 : Relief sur la zone d'étude pris en compte dans le modèle	52
Figure 4 : Rugosité sur la zone d'étude prise en compte dans le modèle	53
Figure 5 : Simulation de la dispersion du SO ₂ ayant servi à dimensionner le domaine d'étude	55
Figure 6 : Grille de calcul utilisée sur le domaine d'étude	56
Figure 7 : Localisation des différentes stations de relevés météo et roses des vents associées	58
Figure 8 : Rose des vents obtenue à Saint Gervais sur la période d'étude	59
Figure 9 : Stations fixes du réseau AIRAQ et concentrations moyennes annuelles mesurées en 2006	60
Figure 10 : Evolution des concentrations moyennes annuelles relevées en SO ₂ sur les zones industrielles de la zone AIRAQ entre 1999 et 2008	61
Figure 11 : Résultats de la campagne de mesures en SO ₂ réalisée par BURGEAP du 17 décembre 2009 au 15 janvier 2010	62
Figure 12 : Emissions sectorielles du SO ₂ pour l'année 2000 en Aquitaine et en Gironde (CITEPA)	64
Figure 13 : Concentrations moyennes annuelles simulées et mesurées en SO ₂ pour l'année 2006 aux stations AIRAQ	65
Figure 14 : Concentrations moyennes mesurées et simulées en SO ₂ durant la campagne de mesure	65
Figure 15 : Concentrations moyennes mesurées et simulées en SO ₂ au niveau des capteurs AIRAQ au cours de la campagne BURGEAP (source NUMTECH)	66
Figure 16 : Localisation des récepteurs retenus	73
Figure 17 : Carte de concentration en moyenne annuelle pour l'hexane (µg/m ³)	76
Figure 18 : Carte de concentration en moyenne annuelle pour l'éthanol (µg/m ³)	77
Figure 19 : Cartes des concentrations en NO _x sur le domaine d'étude (µg/m ³)	80
Figure 20 : Cartes des concentrations en particules PM 10 sur le domaine d'étude (µg/m ³)	81
Figure 21 : Cartes des concentrations en particules PM 2.5 sur le domaine d'étude (µg/m ³)	82
Figure 22 : Fréquences de dépassement de la valeur moyenne journalière de 20 µg/m ³ en moyenne journalière pour le SO ₂	84
Figure 24 : QD effets effets cancérigènes - ingestion	99
Figure 25 : ERI global par inhalation – scénario adulte -	102
Figure 26 : ERI global inhalation et ingestion	104

Résumé non technique

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 8

Dans le cadre des procédures de demandes d'autorisation d'exploiter, les exploitants de sites industriels sont soumis à l'obligation de réaliser des études d'évaluation des risques sanitaires (ERS) (volet sanitaire des études d'impact) conformément à la loi du 19 juillet 1976 sur les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE).

L'examen de ces volets permet d'apprécier les risques sanitaires liés à l'activité de chaque entreprise prise individuellement mais ne permet pas d'appréhender les risques cumulés résultant de l'activité de plusieurs entreprises à l'échelle d'une zone industrielle, tels qu'encourus par la population riveraine.

Aussi, une orientation visant à initier une démarche d'évaluation des risques sanitaires sur les zones soumises aux panaches industriels a été initiée dans le cadre du SPPPI¹ Presqu'île d'Ambès. En effet, la presqu'île d'Ambès et ses environs sont exposés à la pollution atmosphérique de différentes industries soumises à autorisation, avec notamment celles de la région du Bec d'Ambès et du Port Autonome de Bordeaux et l'UIOM de la commune de Cenon.

L'objet de l'étude est d'évaluer les risques sanitaires chroniques encourus par les populations riveraines exposées aux rejets atmosphériques actuels² des industries soumises à autorisation de la presqu'île d'Ambès et des activités du Port Autonome de Bordeaux ainsi que de l'UIOM de Cenon. Les rejets atmosphériques gazeux passés ne sont pas pris en compte dans cette étude. L'ERS s'inscrit dans une démarche de santé publique et son objectif principal est de:

Cette étude permettra :

- de hiérarchiser les risques sanitaires et donc d'apporter des informations utiles à la définition de priorités d'action en matière de gestion des risques,
- de fournir des éléments d'appréciation aux élus locaux, décideurs administratifs et industriels en ce qui concerne les décisions d'aménagement de la presqu'île d'Ambès et en particulier en matière de développement industriel,
- de disposer d'un état de référence des émissions atmosphériques d'origine industrielle pour les futures études d'impact,
- de disposer d'éléments d'information pour les populations riveraines,
- de disposer d'éléments permettant d'actualiser le programme de surveillance de la qualité de l'air,
- d'améliorer la connaissance des rejets atmosphériques industriels sur l'agglomération bordelaise (Plan de Prévention de l'Atmosphère de l'Agglomération Bordelaise).

Chargé du suivi des travaux réalisés dans le cadre de l'étude, un comité technique (COTECH) composé des représentants de la Communauté Urbaine de Bordeaux, des représentants des services de l'état (DREAL³), Etablissements publics d'état (ARS⁴ et CIRE⁵), des représentants des organismes (AIRAQ⁶) et du représentant des industriels (UIC SIAP) a été mis en place. Son rôle a été de définir les grandes orientations de l'étude et le contenu de l'étude, ainsi que le suivi de l'étude. L'ensemble des travaux réalisés a été soumis pour validation au comité de pilotage (COFIL) réunissant, outre les membres du COTECH, les représentants des collectivités, les maires, des représentants d'associations ou encore les industriels.

¹ Secrétariat Permanent pour la Prévention des Pollutions Industrielles

² Année de référence 2006

³ Direction Régionale de l'environnement, de l'Aménagement et du Logement

⁴ Agence Régionale de Santé

⁵ Cellule de l'INVS en région Aquitaine

⁶ Association agréée pour la surveillance de la qualité de l'Air en Aquitaine

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 9

Le cadre méthodologique choisi comme structure de référence est celui du guide méthodologique INERIS de Juillet 2003 sur l'évaluation des risques sanitaires qui définit les principes généraux de l'évaluation des risques sanitaires ainsi que celui du "Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact – février 2000" de l'InVS.

L'étude s'est déroulée en trois phases :

- Phase 1 : présentation de la zone d'étude et inventaire des émissions atmosphériques,
- Phase 2 : caractérisation de la zone d'étude : conceptualisation de l'exposition et choix des traceurs du risque,
- Phase 3 : caractérisation des expositions et du risque sanitaire.

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 10

Phase I

L'objectif de cette première étape est de disposer d'un bilan complet consolidé des émissions atmosphériques émises par les industriels de la zone d'étude. Il s'agit d'un état des lieux de la nature et des flux de composés rejetés, appelé inventaire des émissions atmosphériques.

Le recensement des émissions a porté sur **24 sites industriels** comprenant au total **94 sources**. Une partie de ces industriels est localisée au niveau du Bec d'Ambès, une seconde partie au niveau du port autonome de Bordeaux et enfin un dernier industriel sur la commune de Cenon. Cet inventaire recense la localisation, les caractéristiques, la nature et quantité de composés ainsi que les conditions de fonctionnement des différents rejets atmosphériques des industries.

L'année de référence choisie est **l'année 2006** ; les chiffres de 2006 étant les plus consolidés et les plus complets au démarrage de l'étude (étape « d'inventaire » effectuée en amont de cette étude, lors de la réalisation du cahier des charges). Ce premier inventaire a été complété du fait d'évolutions significatives de certains process, de nouvelles installations entre 2006 et 2009, du manque de précision concernant certaines substances (i.e. les Composés Organiques Volatils) ou encore de l'absence de caractérisation de certains flux de composés (i.e. les particules diffuses). L'inventaire des émissions atmosphériques a été établi en effectuant une analyse critique des données fournies par les industriels. Les écarts ont été analysés et traités. Lorsqu'un écart persistait, le flux émissif le plus élevé a été retenu dans une démarche majorante. L'ensemble des flux a été validé par le COPIL.

Ces informations ont été renseignées pour **60 substances**. Les informations manquantes ou imprécises ont été complétées, notamment celles liées aux composés organiques volatils (COV), par des recherches bibliographiques adaptées aux secteurs d'activité concernés.

Phase II

Pour l'ensemble des substances identifiées lors de la phase d'inventaire, ont été recensés d'une part les effets cancérigènes, d'autre part, les autres effets toxiques. L'identification des effets toxiques des substances émises au niveau des industries de la presqu'île d'Ambès, nous a permis dans un premier temps d'écarter les substances considérées comme non toxiques ou pour lesquelles aucune information n'est disponible pour les voies d'exposition considérées.

Les concentrations à partir desquelles un effet toxique peut être observé correspondant aux valeurs toxicologiques de référence (VTR) ont ensuite été recensées. Les VTR utilisées dans le cadre de cette étude ont été choisies selon une démarche raisonnée et fondée sur des critères toxicologiques, tout en tenant compte des textes réglementaires en vigueur. En l'absence de VTR, d'autres valeurs repères telles que les valeurs guide (VG) ou valeur limite pour l'exposition professionnelle (VLEP) ont quelquefois été utilisées ; ces valeurs ne permettent pas une évaluation quantitative des risques mais constituent un point de comparaison des données d'exposition.

Enfin, le choix des substances retenues pour **l'évaluation quantitative** des risques sanitaires a été réalisé en comparant les substances entre elles et en tenant compte à la fois des quantités émises et de la toxicité des substances. En effet, parmi l'ensemble des substances chimiques émises à l'atmosphère, il est possible d'effectuer une sélection de substances et réaliser l'évaluation quantitative du risque sanitaire sur ces substances choisies.

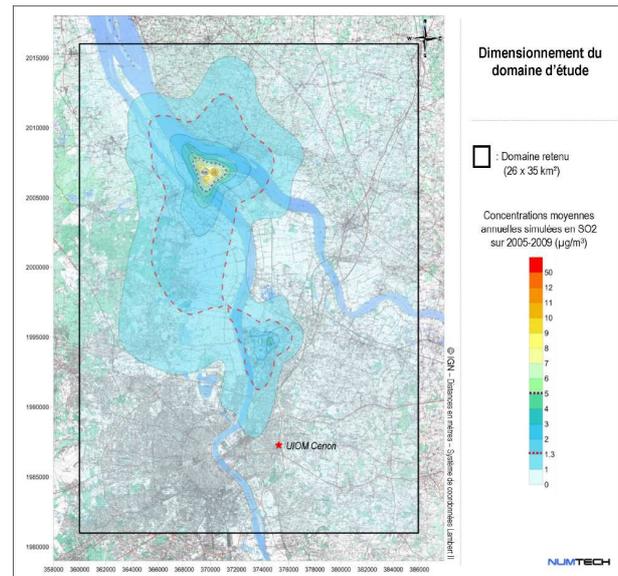
Au final, **30 substances**, ont été retenues pour réaliser l'évaluation quantitative des risques sanitaires.

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 11

Une fois ce choix réalisé, il a été possible de réaliser la modélisation de la dispersion des substances retenues sur le domaine d'étude. Le périmètre de la zone d'étude a été dimensionné à partir de la dispersion des rejets atmosphériques des composés retenus dans l'étape précédente par modélisation informatique.

Les effets de relief, d'occupation des sols et les données météorologiques locales réelles (5 ans) mesurées par Météo France ont été pris en compte. Ainsi, un domaine d'étude de **26 x 35 km² a été défini.**

Les concentrations issues de la modélisation informatique (pour le dioxyde de soufre) ont été comparées aux concentrations mesurées par le réseau de surveillance de la qualité de l'air (AIRAQ) de façon à **valider** les résultats du modèle.



Phase III

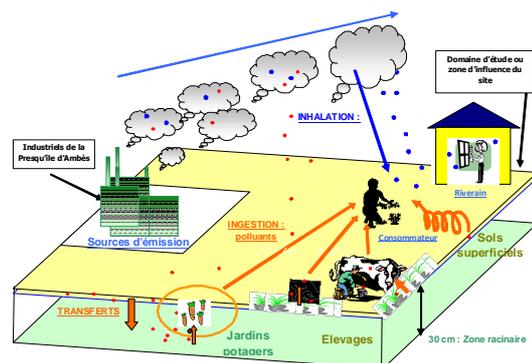
Les **doses d'exposition** ont été estimées à partir des résultats de la modélisation informatique des rejets atmosphériques « actuels » des industriels de la presqu'île d'Ambès, en tenant compte des usages rencontrés dans le périmètre d'étude.

Conformément à ce qui est d'usage dans ce type d'étude, le scénario retenu est le suivant : les doses d'exposition sont estimées en considérant un taux d'autoconsommation plus réaliste considérant que seule une partie des denrées alimentaires consommées provient effectivement de la zone d'étude.

Les doses d'exposition sont estimées pour **les adultes et les enfants.**

Les niveaux d'exposition ont été estimés pour :

- L'exposition par inhalation de l'air,
- L'exposition par ingestion de sol au niveau des zones de retombées atmosphériques des émissions du site,
- L'exposition par ingestion de végétaux, de viande, d'œufs produits localement.



Il est toutefois à rappeler que les niveaux d'exposition estimés tiennent uniquement compte des rejets industriels « actuels » et ne représentent pas l'exposition réelle globale de la population.

Pour **quantifier le risque**, les niveaux d'exposition obtenus sont alors comparés aux valeurs toxicologiques de référence. Les niveaux de risques ont été évalués de façon globale et pour chaque composés ; l'objectif principal de l'étude étant de définir des priorités d'action de réduction des émissions atmosphériques pour les composés entraînant les niveaux de risques les plus importants.

Pour les effets à seuil (non cancérigènes), le calcul du risque se traduit par un quotient de danger (QD). Si l'exposition est inférieure à la valeur de référence à partir desquelles un effet sanitaire peut être observé, le QD est inférieurs à 1 : le risque est considéré comme non significatif. Les résultats ont été discutés selon une échelle précise :

- Substance dont le risque est supérieur à 5 : le risque est jugé non significatif ;
- Substance dont le risque est compris entre à 0,2 et 5 : substance préoccupante : les hypothèses prises en compte sont discutées,
- Substance dont le risque est inférieur à 0,2 : substance non préoccupante : le risque est jugé significatif.

Pour les effets sans seuil (cancérigènes), plus l'exposition est élevée, plus le risque de voir apparaître un cancer est élevé. Cette relation permet de calculer une probabilité de risque : excès de risque individuel (ERI). Les résultats ont été discutés selon une échelle précise :

- Substance dont le risque est supérieur à 10^{-4} : le risque est jugé significatif ;
- Substance dont le risque est compris entre 10^{-4} et 10^{-6} : substance préoccupante : les hypothèses prises en compte sont discutées ;
- Substance dont le risque est inférieur à 10^{-6} : substance non préoccupante : le risque est jugé non significatif. Une analyse complète des hypothèses retenues dans les différentes phases a été effectuée. Celle-ci permet de statuer sur le risque présent ou non sur la zone.

Par ailleurs, les substances pour lesquelles les niveaux d'exposition dépassaient les VG ou VLEP ont également été considérées comme préoccupantes.

Résultats de l'étude

En l'état actuel des connaissances sur les effets sanitaires des composés émis dans l'environnement, les résultats globaux de cette étude sont les suivants :

- **59 substances** sur les 60 sélectionnées sont considérées comme "**non préoccupantes**", c'est à dire dont les niveaux de risque sont inférieurs à la valeur repère. L'analyse des différentes hypothèses retenues tout au long de l'étude pour ces substances n'est pas de nature à remettre en cause les conclusions de l'étude.

- **1 substance préoccupante : le dioxyde de soufre.**

Pour les effets à seuil : hormis pour le SO_2 , le risque de voir apparaître un effet est nul pour la voie de l'inhalation.

Les concentrations environnementales de **SO_2 sont supérieures aux valeurs guides** de l'OMS, prises comme valeur repère. Nous sommes donc dans des gammes de concentrations où des risques sanitaires peuvent se produire. Ces dépassements ont lieu principalement sur deux communes : Macau et Saint Seurin de Bourg.

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 13

Pour les effets sans seuil : aucune substance ne présente de risque inacceptable ($>10^{-4}$). L'étude met toutefois en évidence **trois substances** considérées comme pouvant être "**préoccupantes**" pour les effets cancérogènes :

- le benzo(a)pyrène,
- le 1,3-butadiène
- le benzène.

L'analyse des incertitudes tend à montrer que le risque supplémentaire encouru est non significatif pour les effets sans seuil. Une campagne de mesure sur le 1,3 butadiène permettrait d'écarter toute incertitude sur l'excès de risque généré par cette substance.

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 14

1 Introduction

1.1 Contexte et objectifs

En 2001, le SPPPI⁸ Presqu'île d'Ambès a été mis en place. Celui-ci a décidé en 2006, dans le cadre de ses études préventives, d'examiner l'exposition des populations aux émissions atmosphériques industrielles de la zone « presqu'île d'Ambès et Port Autonome de Bordeaux » élargie aux installations d'incinération des ordures ménagères de Cenon par la suite. Pour cela une évaluation des risques sanitaires liés aux rejets atmosphériques a été lancée et BURGEAP a été mandaté pour cette étude.

L'objet de l'étude est, dans le but de protection de la santé des populations riveraines, d'évaluer les risques sanitaires chroniques encourus par les populations exposées aux rejets atmosphériques actuels des industriels (année de référence 2006) qui impactent la zone d'étude. Les rejets atmosphériques passés des industriels, puis les rejets atmosphériques liés au trafic routier, au trafic maritime et au tertiaire ne sont pas pris en compte dans cette étude.

Les objectifs fixés 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) ;**
- **identifier les zones géographiques et les groupes de populations les plus exposés ;**
- **dégager des priorités de gestion des risques si nécessaire sur cette zone.**

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 s'est déroulée en plusieurs phases présentées et validées au fur et à mesure par le comité technique constitué :

- des représentants de la Communauté Urbaine de Bordeaux :
 - Le Pôle Aménagement et Habitat représenté par son directeur général,
 - La Direction du Développement Durable et de l'Ecologie Urbaine,
- des représentants des services de l'état :
 - La Direction Régionale de l'environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL),
 - L'Agence Régionale de Santé (ARS 33),
- des représentants des organismes :
 - AIRAQ,
 - La Cellule Interrégionale d'Epidémiologie (CIRE),
- du représentant des industriels
 - UIC SIAP.

Le groupe de pilotage chargé de valider les propositions du comité technique est composé des membres du groupement de commande (co-financeurs) et du GROUPE :

- des Elus de la Communauté Urbaine de Bordeaux :

⁸ Secrétariat Permanent pour la Prévention des Pollutions Industrielles

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 15

- M. Le Président de la commission Gestion des Risques naturels et industriels qui en assurera la présidence,
- M. Le Président de la commission Développement Durable,
- des Elus du Conseil Régional d'Aquitaine et du Conseil Général de la Gironde :
 - M. Le Président de la commission Gestion des Risques naturels et industriels,
- des représentants du Port autonome de Bordeaux :
 - M. Le Président de la commission Gestion des Risques naturels et industriels,
- du représentant de l'Union des Industries Chimiques (UIC),
- des représentants des services :
 - La Direction Régionale de l'environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL),
 - L'Agence Régionale de Santé (ARS 33),
- des Maires des communes de la presqu'île (Ambès, Ambarès-et-Lagrave, Bayon, Bassens, Lormont, St Louis de Montferrand, St Vincent de paul) et Cenon.
- des représentants des organismes :
 - La direction de l'AIRAQ,
 - L'IUT HSE de Bordeaux¹.

Un travail préliminaire a été réalisé par BURGEAP en 2007 (RBx00539 – cahier des charges d'appel d'offre pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux rejets atmosphériques des industries soumises à autorisation de la presqu'île d'Ambès et du Port Autonome de Bordeaux), à savoir l'inventaire qualitatif et quantitatif de l'ensemble des rejets atmosphériques de 2006 des ICPE⁹ de la zone d'étude.

L'étude s'est ensuite déroulée en 3 phases :

- Phase 1 : présentation de la zone d'étude et inventaire des émissions atmosphériques,
- Phase 2 : caractérisation de la zone d'étude : conceptualisation de l'exposition et choix des traceurs du risque,
- Phase 3 : caractérisation des expositions et du risque sanitaire.

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'InVS¹⁰.

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).

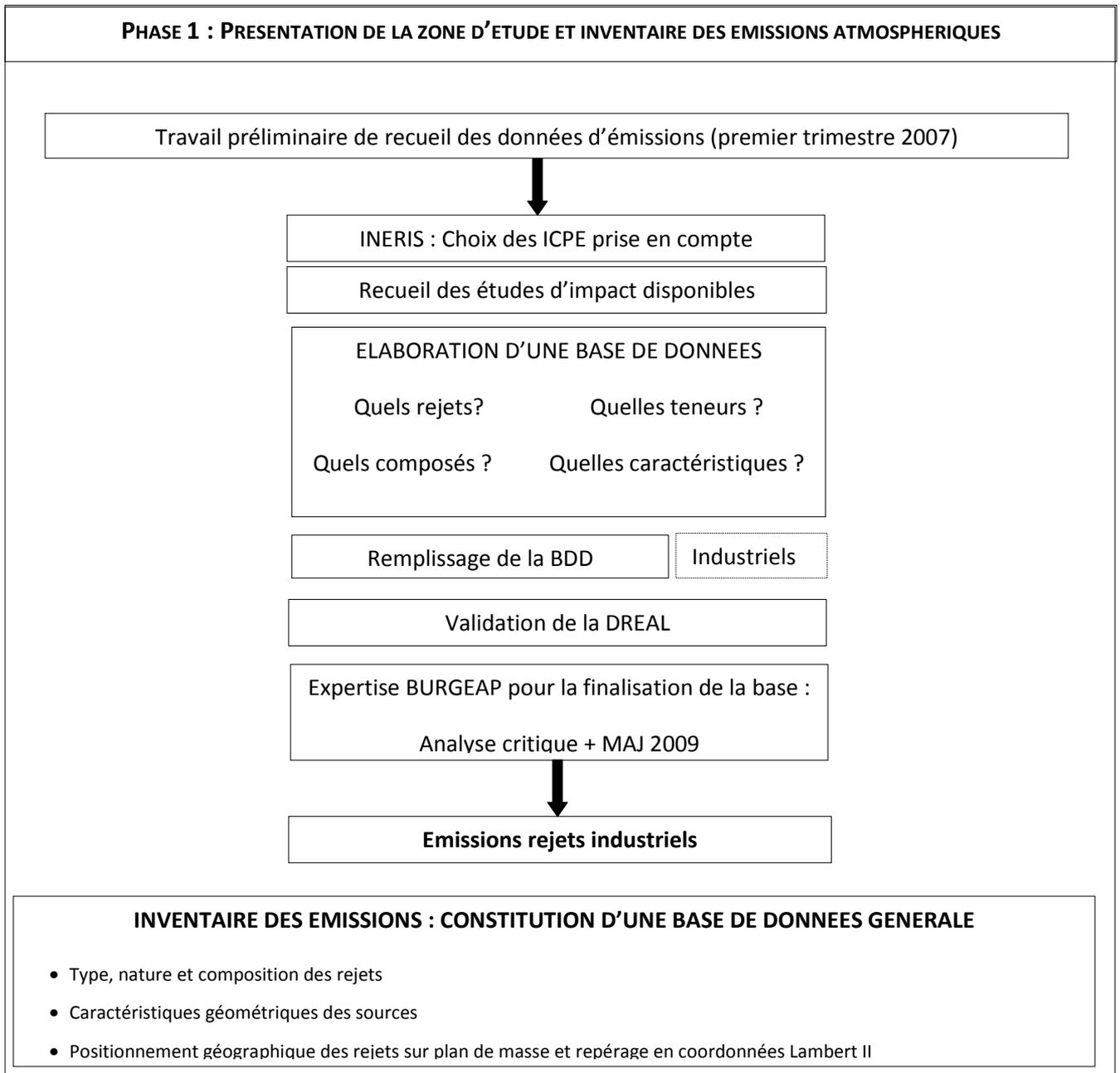
Ainsi, cette étude porte sur les risques chroniques, liés aux rejets atmosphériques de la ZI, en fonctionnement normal des installations pour une exposition des populations riveraines. Ces populations sont positionnées hors périmètre des sites industriels et dans le domaine d'étude appelé aussi zone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

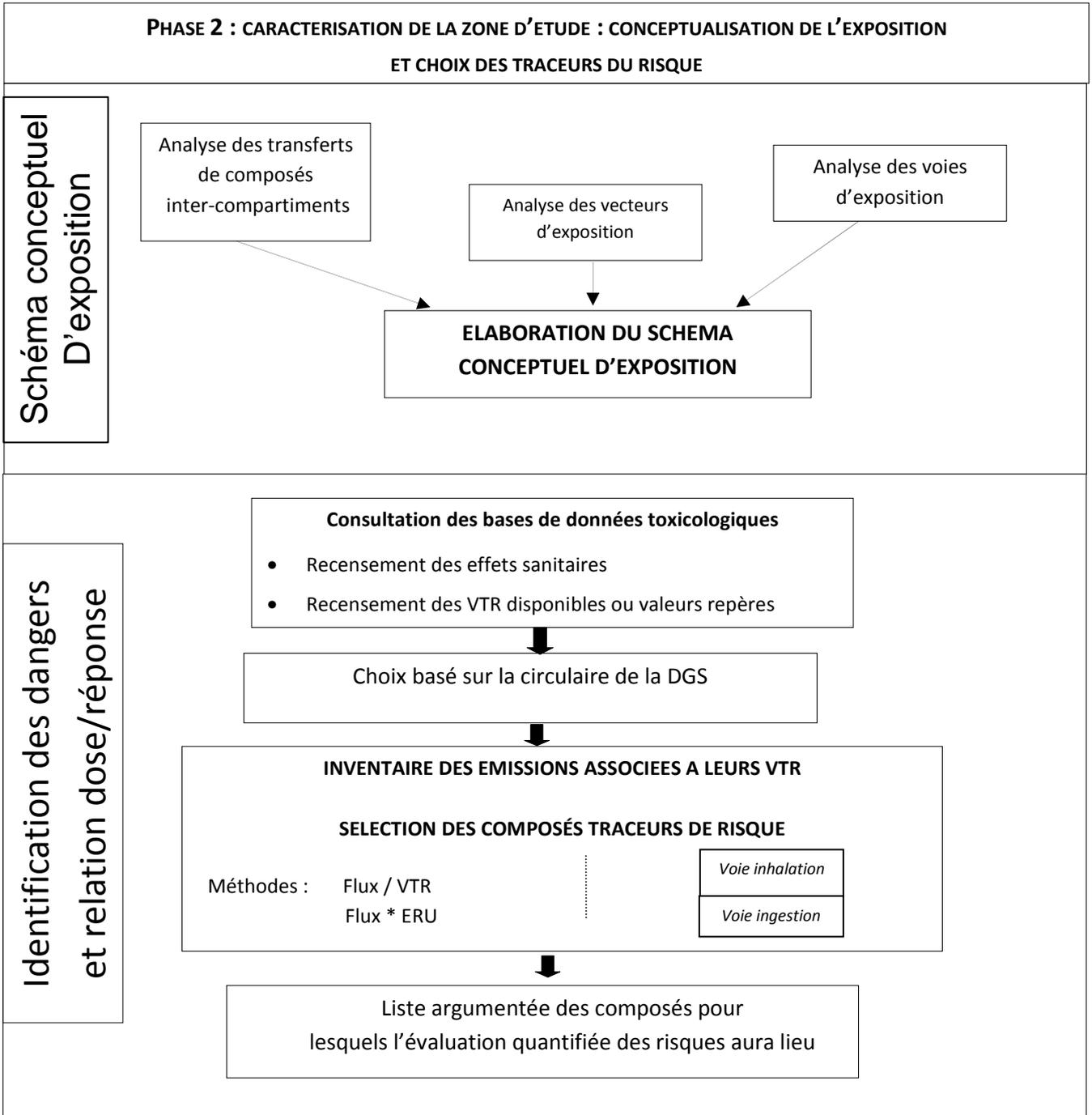
⁹ ICPE : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement

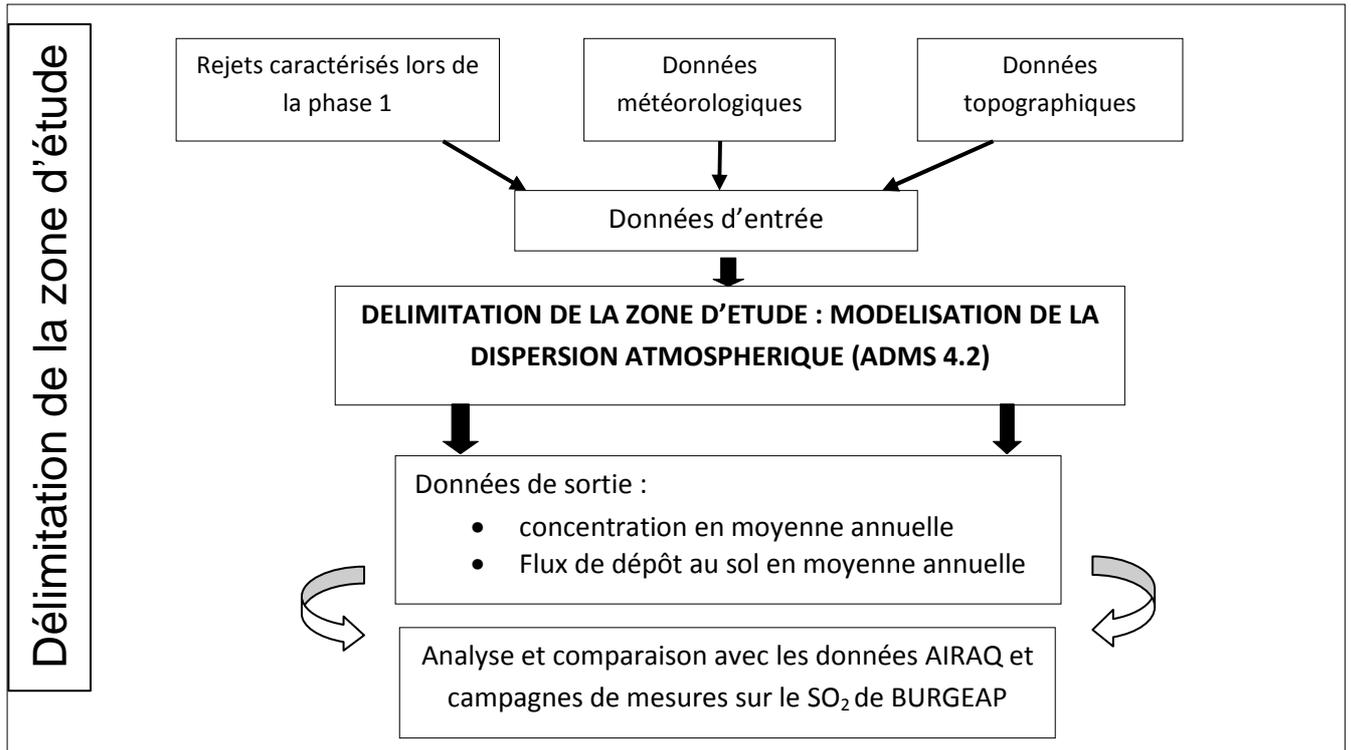
¹⁰ InVS : Institut national de Veille Sanitaire

1.2 Méthodologie générale

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

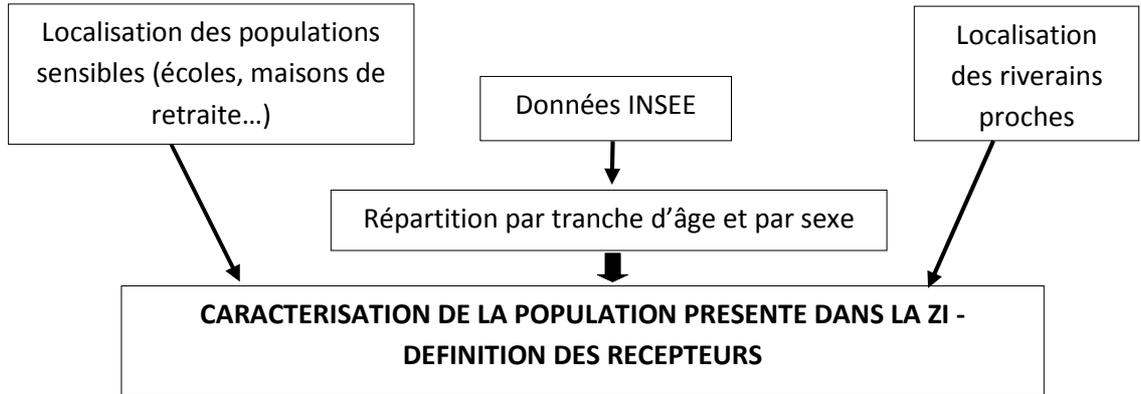




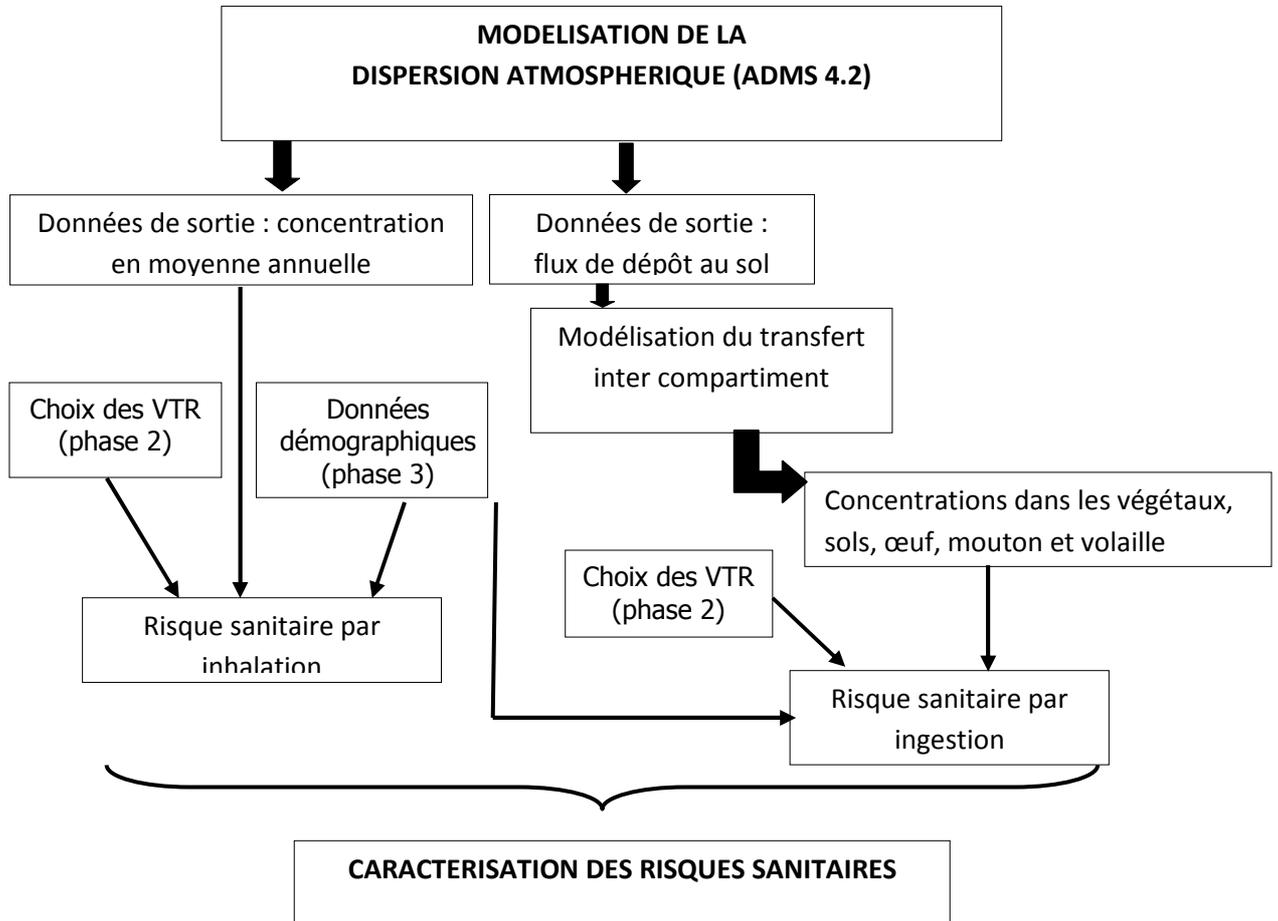


PHASE 3 : CARACTERISATION DES EXPOSITIONS ET DU RISQUE SANITAIRE

Caractérisation de la population



MODELISATION DE LA DISPERSION ATMOSPHERIQUE (ADMS 4.2)



Phase 1 : Présentation de la zone d'étude et inventaire des émissions atmosphériques

2 Description de la zone d'étude

Située dans le département de la Gironde (33), la presqu'île d'Ambès est tout d'abord caractérisée par le Bec d'Ambès. Cette zone du Bec d'Ambès est le point de confluence entre la Dordogne et la Garonne, il est situé sur la commune d'Ambès. Il marque le début de l'estuaire de la Gironde, qui se termine à la pointe de Grave, et forme la pointe de l'Entre-Deux-Mers.

Cette zone du Bec d'Ambès est bien desservie depuis Bordeaux par le transport routier, mais peut l'être également par la voie ferroviaire et maritime. Une importante zone industrielle y est installée, cette ZI fait partie du Port Autonome de Bordeaux.

La presqu'île d'Ambès est ensuite caractérisée par la zone industrielle de Bassens, située au sud du Bec d'Ambès, qui appartient aussi au Port Autonome de Bordeaux.

Une UIOM est présente à proximité de la commune de Bassens sur la commune de Cenon.

3 Industriels retenus dans le cadre de cette étude

Le choix des industriels retenus dans le cadre de cette étude a été réalisé en deux étapes. Dans un premier temps, en 2007, BURGEAP a recensé l'ensemble des données d'émissions disponibles auprès des industriels soumis à autorisation sur la presqu'île d'Ambès (Cf. rapport RBx00539 - cahier des charges de l'appel d'offre pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux rejets atmosphériques des industries soumises à autorisation - BURGEAP). Ce recensement a été réalisé sur la base des données d'émissions **2006**.

Le recueil des données s'est déroulé de la façon suivante :

- envoi d'un fichier « type » à compléter ;
- synthèse des éléments par BURGEAP ;
- vérification des données par la DREAL ;
- identification des principales données manquantes ;
- sélection des principaux industriels émetteurs de rejets à l'atmosphère sur la zone, industriels qui seront pris en compte dans l'étude sanitaire.

Dans un second temps, en 2009, l'évaluation des risques sanitaires sur la zone industrielle du bec d'Ambès et IUOM de CENON a démarré. Les données d'émissions manquantes ont été quantifiées et les flux de substances recensés en 2006 ont été mis à jour. Ainsi le premier inventaire a été complété du fait :

- d'évolutions significatives de certains process ;
- de l'installation de nouvelles industries entre 2006 et 2009 ;
- du manque de précision concernant certaines substances (i.e. les Composés Organiques Volatils) ;
- de l'absence de caractérisation de certains flux de composés (i.e. les particules diffuses).

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 22

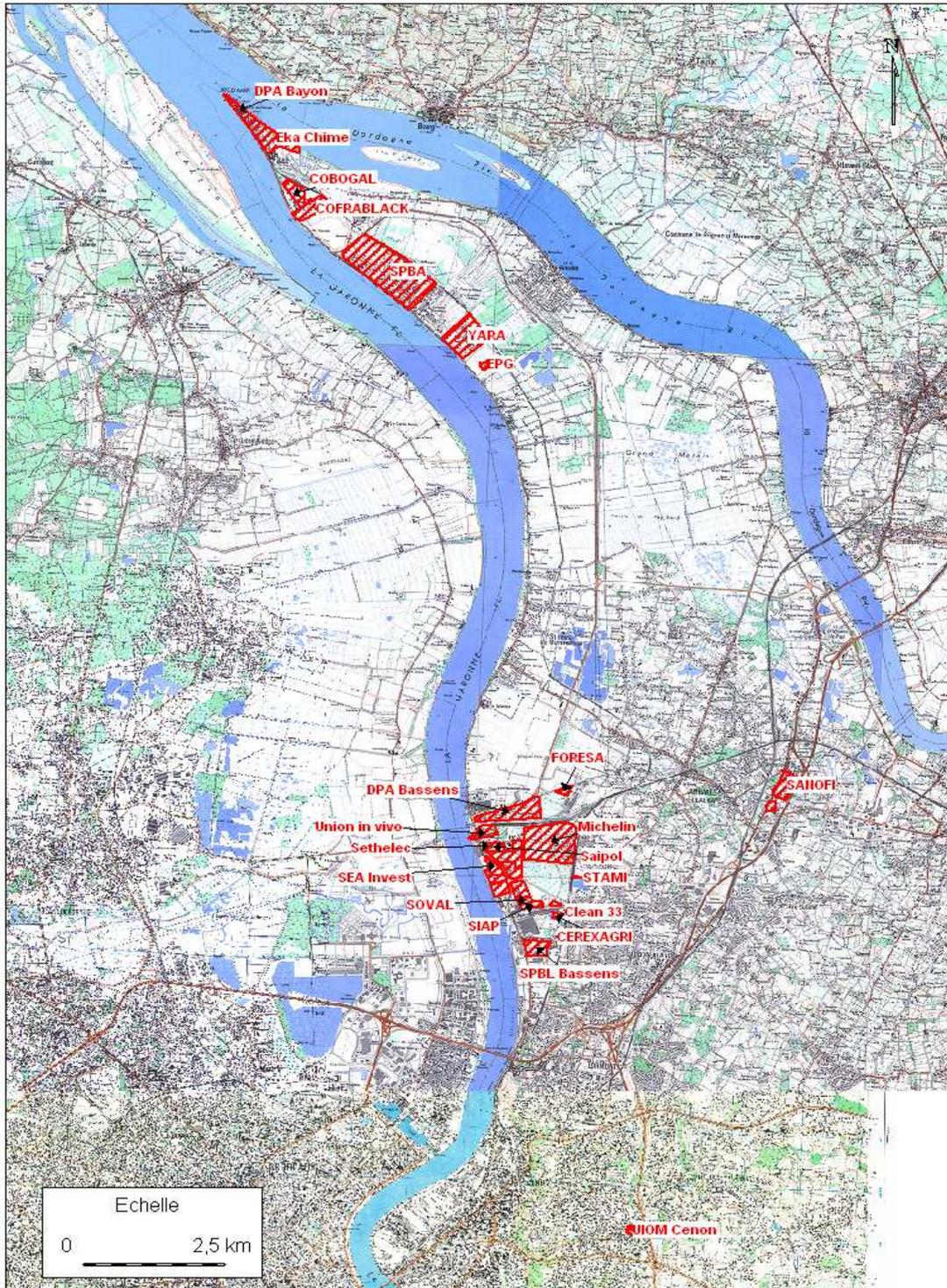
Au total, 24 industriels sont pris en compte dans l'étude. L'origine des données prises en compte est récapitulée dans le tableau suivant :

Tableau 1 : Liste des industriels pris en compte

Industriel	Activité	Origine des données
Aquitaine de transformation - SAT	Broyage de laitier	Emission 2007 (mise en service de l'installation) Quantification BURGEAP
CEREXAGRI	Fabrication de phytosanitaires	Recensement 2006
CLEAN 33	Lavage de citernes	Quantification BURGEAP sur la base des données 2006
COBOGAL	Remplissage de bouteilles GPL	Recensement 2006 + Mise à jour 2008 (Arrêt lignes)
COFRABLACK	Fabrication de noir de carbone	Recensement 2006
DIESTER	Fabrication de diester	Recensement 2006 (données constructeur)
DPA	Stockage de produits pétrolier (Bassens / Bayon)	Recensement 2006 Quantification BURGEAP sur la base des données 2008
EKA CHIMIE	Fabrication d'additifs	Recensement 2006
Enrobé de Gironde	Enrobage au bitume	Emission 2009 (mise en service de l'installation) Augmentation du temps de fonctionnement
EPG	Stockage de produits pétrolier	Recensement 2006 + Mise à jour 2008 (bacs K,L,M non intégrés)
FORESA	Fabrication de colle	mise à jour 2008 (modification des installations)
MICHELIN	Industrie du caoutchouc	Recensement 2006 Quantification BURGEAP sur la base des données 2009
PAB	Manutention portuaire	Quantification BURGEAP sur la base des données 2006
SAIPOL	Fabrication d'huiles	Mise à jour 2008 (intègre augmentation de capacité)
SANOFI	Pharmacie	Recensement 2006 Quantification BURGEAP
SEA Invest	Opérateur portuaire	Quantification BURGEAP
SETHELEC	Installation de combustion	Recensement 2006
SIAP	Incinération industrielle	Recensement 2006
SOVAL PROCINER	Traitement de déchets (activité soin)	Mise à jour 2008 (Modification process)
SPBA	Stockage de produits pétrolier	Recensement 2006 Quantification BURGEAP sur la base des données 2008
SPBL	Stockage de céréales	Mise à jour recensement 2006 Quantification BURGEAP
UIOM Cenon	Incinération d'OM	Quantification 2009
Union in vivo	Stockage de céréales	Mise à jour recensement 2006 + MAJ 2009 (caractérisation des PM)
YARA	Fabrication d'ammonitrate	Recensement 2008

La figure ci après présente la localisation des 24 sites retenus dans l'étude.

Figure 1 : Localisation des sites industriels retenus dans l'étude



4 Caractérisation des émissions des différents sites industriels

4.1 Estimation des émissions : méthodologie

L'estimation des émissions atmosphériques des industriels concernés a été réalisée :

- pour les sources d'émissions faisant l'objet d'une surveillance, par le biais d'une extrapolation des mesures ponctuelle en flux annuel (base de données créée par BURGEAP et fournie à chaque industriel qui avait en charge de la renseigner),
- pour les sources n'ayant pas fait l'objet de mesures, ou pour lesquelles les mesures étaient incomplètes, par l'utilisation de facteurs d'émissions ou autre élément bibliographique, applicables aux sites étudiés.

La base de données a permis de collecter pour chaque industriel et pour chaque rejet atmosphérique canalisé :

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

Les recherches bibliographiques ont quant à elles été principalement axées sur les références suivantes :

- le site de l'EPA (Environmental Protection Agency), avec notamment le rapport « Emissions factors & AP42, Compilation of Air Pollutant Emission Factors »,
- le site du CITEPA (Centre Interprofessionnel technique d'Etude de la Pollution Atmosphériques), qui est un organisme public dont une des missions est le recensement des émissions atmosphériques en France.

4.2 Estimation des émissions : résultats au global

Suite à la collecte des données d'émissions certaines hypothèses ont été prises en compte.

Toutes les émissions de NO_x ont été assimilées à des émissions de NO₂.

Les émissions de particules indiquées des industriels sont des émissions de particules totales (granulométrie non définie). Elles ont été assimilées soit à des des PM 10, soit PM2.5, dans une approche majorante (en termes d'effet toxique).

Pour le cas particulier des Composés Organiques Volatils (COV), sur de nombreux sites, la nature exacte de ces composés émis à l'atmosphère n'était 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.

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 25

Il a donc été 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 hypothétiques » a été réalisé de façon à affecter ces COV totaux à des composés identifiés.

Ces choix de « traceurs hypothétiques » ont été effectués majoritairement sur la base des données bibliographiques (76% proviennent de la bibliographie contre 24% déterminés à partir de mesures). Une attention particulière a été portée pour que les choix soient homogènes et cohérents pour une même activité.

Il est ainsi distingué dans la base de données :

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

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 trois industriels Cerexagri, EKA Chimie et les Enrobés de Gironde, les données bibliographiques ne nous permettent pas de réaliser la spéciation des COV. Cependant, ces flux de COV totaux représentent moins de 0,1 % des COV totaux émis sur la zone (réciproquement 0,0015 %, 0,03 % et 0,04 % du flux de COV totaux). Ces COV seront donc écartés dans la suite de l'étude.

Pour le cas particulier des dioxines, il a été choisi comme spécifier dans l'étude d'imprégnation par les dioxines (étude d'imprégnation par les dioxines des populations vivant à proximité d'usines d'incinération d'ordure ménagères – AFSSA/INVS de XXXX), la répartition suivante a été retenue :

- 50 % en phase particulaire,
- 50% en phase gazeuse.

Une synthèse des données d'émissions est présentée dans les tableaux suivants.

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 26

Tableau 2 : Synthèse des émissions atmosphériques sur la presqu'île d'Ambès

Substance	Emissions (kg/an)
Dioxyde d'azote - NO ₂	1 141 812
Dioxyde de soufre - SO ₂	2 650 680
Monoxyde de carbone - CO	3 015 194
Particules PM 10	12 344
Particules PM 2.5	1 722
Particules totales	126 479
Acide chlorhydrique - HCl	3 823
Acide fluorhydrique - HF	224
HAP (eq BaP)	4
Dioxines/Furanes	0,000027
COV totaux dont :	1 837 365
COV spécifiques	1 748 262
COV traceurs hypothétiques	87 019
Autres substances	917
Antimoine	21
Arsenic	18
Arsenic + Sélénium + Tellure*	13
Cadmium	10
Cadmium + thallium*	4
Chrome total	14
Cobalt	11
Cuivre	17
Manganèse	26
Mercuré	11
Nickel	11
Plomb	26
Thallium	18
Vanadium	13
Acide cyanhydrique - HCN	500
Soufre	294
Dichlore	108
Betcyperméthrine	5
Mancozèbe	5
Cyhexatin	1,7
TNTO	1,5
Chorothalonil	0,8
Folpel	0,8
Rouge Carburex 4B	0,02
Aniline	0,01

*sur certaines installations la mesure du flux n'est pas exprimée par métal, mais pour un groupe de métal.

Tableau 3 : Synthèse des émissions de COV spécifiques + COV « traceurs hypothétiques » sur la presqu'île d'Ambès

COV	Emissions (kg/an)
Hexane	799 224
Toluène	467 203
Cyclohexane	359 324
Styrène	135 400
Butane - propane	39 032
1,3-Butadiène	10 203
Ethanol	6 510
Acétylène	5 460
Benzène	3 507
Méthanol	2 749
Acétone	1 949
Méthylethylcétone	1 292
Xylène	684
Propane-2-ol	679
Formaldéhyde	530
Ethylbenzène	192
Diméthylether	139
Acétaldéhyde	27
Quinone	22
Epichlorhydrine	17
Acétate d'éthyle	8
Betcypermethrine	5
Methycyclohexane	3
White Spirit	0,4
Acetylacétone	0,3
Acide acétique	0,3
Kerdane	0,2
Solvant Naphta	0,1
Acide phosphorique	0,002
Total	1 835 281

4.3 Estimation des émissions : résultats par industriel

Le détail des émissions industriel par industriel est présenté sur les fiches en annexe 1.

Ce qu'il faut retenir

Rejets atmosphériques caractérisés pour 24 industriels

60 substances identifiées dont :

- * les Polluants généraux : oxydes d'azotes, dioxyde de soufre, particules, ...*
- *les Substances Organiques Volatils : Hexane, toluène, 1,3-butadiène, benzène,...*
- * Les éléments traces métalliques : arsenic, plomb, manganèse...*

Phase 2 :
**Caractérisation de la zone
d'étude : conceptualisation de
l'exposition et choix des
traceurs du risque**

5 Conceptualisation de l'exposition

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. Dans ce cas là, on se réfère le plus souvent à des moyennes annuelles.

Un risque est défini par :

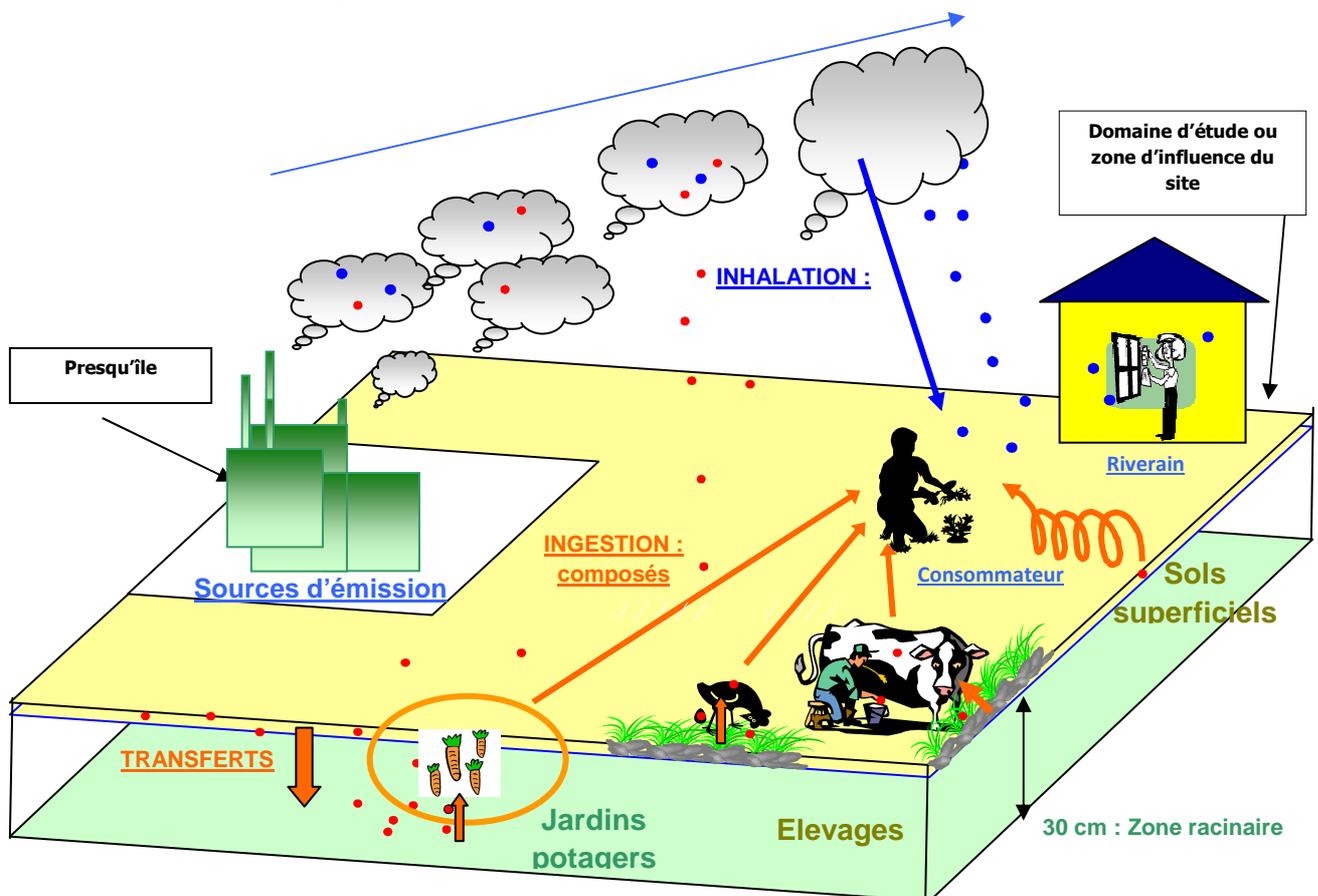
1. une source de contamination,
2. un vecteur de transfert de la contamination,
3. un milieu d'exposition,
4. une cible.

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

Il est à noter que l'évaluation des risques retient comme source d'émission les industriels identifiés lors de la phase 1.

Le schéma ci-dessous rappelle de façon synthétique, la vision conceptuelle de l'exposition adaptée à la problématique de l'étude.

Figure 2 : 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 des sites industriels.

Le transfert des composés 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.

5.1 Enjeux

Compte tenu de l'environnement du site, nous prenons comme cible la population la plus proche du site résidant dans la zone d'influence du site ainsi que les populations sensibles.

Les cibles à considérer sont :

- des **enfants** résidant dans les logements. L'âge des enfants résidant au droit du site est supposé être compris entre **0 et 6 ans**, ces enfants sont considérés comme présents 24h/jour à leur domicile, 365 jours par an, dans une approche majorante.
- des **adultes** résidant dans les logements. Nous considérerons dans la présente étude que ces adultes sont présents 24 h/jour à leur domicile 365 jours par an, dans une approche majorante.

5.2 Voies d'exposition

Exposition par inhalation

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

Comme nous ne disposons pas d'information pertinente sur le transfert des substances de l'air extérieur vers l'air intérieur où les 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. Il est à noter que les pollutions intérieures (COV notamment) ne sont pas considérées dans cette étude.

Exposition par ingestion

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

Tableau 4 : Voies d'exposition retenues

	Voies d'exposition
inhalation de l'air contaminé par les émissions de substances atmosphériques	X
ingestion de sol superficiel contaminé par les retombées atmosphériques particulières des émissions du site,	X
ingestion de végétaux, contaminés par transfert de la pollution du sol.	X
ingestion de produits d'animaux élevés localement par transfert de la pollution dans la chaîne alimentaire à savoir : <ul style="list-style-type: none"> o Viande (bœuf / poulet), o Lait, o Oeufs 	X

5.3 Temps d'exposition

La durée d'exposition sera prise égale à **30 ans** correspondant au 90^{ème} percentile de la distribution des durées de résidence, en France, d'après les abonnements à EDF. Cette durée est préconisée par l'INERIS et l'Observatoire des pratiques de l'évaluation des risques.

Pour les enfants, le temps d'exposition sera pris égal à 6 ans.

Il est à noter que le temps d'exposition aux substances sans seuil d'effet (cancérogènes génotoxiques) se décompose de la façon suivante : 6 ans d'exposition vie enfant et 24 ans d'exposition vie adulte.

Tableau 5 : Récapitulatif des temps d'exposition retenus

	inhalation		ingestion	
	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil
Enfant	6 ans	6ans	6 ans	6ans
Adultes	30 ans	30 ans	30 ans	30 ans
Vie entière	-	-	-	30 ans dont 24 ans vie adulte et 6 ans vie enfant

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

- 70 ans (correspondant à la durée de vie considérée par l'ensemble des organismes nationaux et internationaux pour l'établissement de valeurs toxicologiques et l'évaluation des risques) pour les effets cancérogènes quelque soit la cible considérée,
- I (correspondant à une durée d'exposition) pour les effets toxiques à seuil quelque soit la cible considérée.

Ce qu'il faut retenir

Sources prises en compte : industriels de la zone de la presqu'île d'Ambès

Cibles : enfants et adultes

Voies d'exposition étudiées : ingestion et inhalation

Inhalation de l'air contaminé par les émissions de substances atmosphériques

Ingestion de sol superficiel contaminé par les retombées atmosphériques des émissions

Ingestion de végétaux, produits localement et contaminés par transfert de la pollution du sol

Ingestion de produits d'animaux élevés localement et contaminés par transfert de la pollution dans la chaîne alimentaire.

Paramètres d'exposition

	inhalation		ingestion	
	Effets à seuil	Effets sans seuil	Effets à seuil	Effets sans seuil
Enfant	6 ans	6ans	6 ans	6ans
Adultes	30 ans	30 ans	30 ans	30 ans
Vie entière	-	-	-	30 ans dont 24 ans vie adulte et 6 ans vie enfant

6 Identification des dangers et les relations dose-réponse

6.1 Identification des dangers

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

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

6.2 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). Dans le cas de l'exposition par inhalation, la concentration s'exprime généralement en $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

L'évaluation quantitative de la relation entre la dose (ou la concentration) et l'incidence de l'effet néfaste permet d'élaborer la Valeur Toxicologique de Référence (VTR). Des VTR sont établies par diverses instances internationales ou nationales¹¹ à partir de l'analyse des données toxicologiques expérimentales chez l'animal et/ou des données épidémiologiques. Ces VTR sont une appellation générique regroupant tous les types d'indices toxicologiques établissant une relation quantitative entre une dose et un effet (toxiques à seuil de dose) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxiques sans seuil de dose).

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

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

Un même composé peut produire ces deux types d'effets.

¹¹ ATSDR Toxicological Profiles (US Agency for Toxic Composites and Disease Registry)
 IRIS US-EPA (Integrated Risk Information System ; US Environmental Protectin 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'AFSSA (Agence française de sécrité sanitaire des aliments) et l'AFSSET (Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail). peuvent également produire des VTR

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 34

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

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

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

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

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

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

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

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

6.2.1 Critères de choix des VTR

Pour chaque composé sélectionné dans le cadre de cette étude, une description des différentes VTR publiées actuellement disponibles est donnée.

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

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 35

Lorsque plusieurs valeurs toxicologiques de référence existent pour une même substance, le choix de l'une d'entre elles sera fait selon les critères proposés par la Circulaire DGS/SD. 7B n° 2006-234 du 30 mai 2006 relative aux « modalités de sélection des composés chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact », à savoir :

1. Aucune valeur toxicologique de référence n'est recensée pour une substance chimique dans l'une des 6 bases de données étrangères nationales ou internationales : US-EPA, ATSDR, l'OMS, IPCS, Health Canada, RIVM et OEHHA. Dans ce cas, une quantification des risques n'est pas envisageable même si les données d'exposition sont exploitables. Notamment, une valeur limite d'exposition professionnelle (VLEP), construite pour une situation professionnelle, ne s'adapte pas à une situation de population non professionnelle car nombre de paramètres intervenant dans sa construction sont distincts, à commencer par la structure de la population (présence d'enfants et de populations fragiles).
2. Une seule valeur toxicologique de référence existe dans l'une des 6 bases de données US-EPA ATSDR, OMS/IPCS, RIVM, Health Canada, OEHHA. Si cette valeur est retrouvée sur une base de données sous forme d'avant-projet (draft) ou de document provisoire, on ne doit pas s'en servir. Par ailleurs, la transposition de la VTR de la voie orale en une VTR par voie respiratoire (ou vice versa) n'est possible que dans le cas où les composés engendrent un effet similaire quelle que soit la voie d'exposition.
3. Plusieurs valeurs toxicologiques de référence existent dans les bases de données (US-EPA, ATSDR, OMS/IPCS, Health Canada, RIVM ou OEHHA) pour un même effet critique, une même voie et une même durée d'exposition. Ces VTR retrouvées pour des substances à effet à seuil, d'une part, et pour des substances à effet sans seuil, d'autre part, ont généralement le même ordre de grandeur. Par mesure de simplification, plutôt qu'un choix portant sur des éléments toxicologiques pointus, il est recommandé de sélectionner la VTR dans la première base dans laquelle elle est retrouvée en respectant la hiérarchisation suivante :
 - pour les substances à effets à seuil successivement US EPA puis ATSDR puis OMS/IPCS puis Health Canada puis RIVM et en dernier lieu OEHHA ;
 - pour les substances à effets sans seuil successivement US EPA puis OMS/IPCS puis RIVM puis OEHHA.

En France, l'**AFSSET**¹² 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 PNSE¹³, 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 cancérigènes. Le 25 juillet 2007, l'AFSSET s'est vu confiée la mission de construction de VTR par ses ministères de tutelle.

¹² Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail

¹³ Plan national Santé Environnement

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 36

6.3 Synthèse des valeurs repères retenues pour l'ensemble des substances de l'étude

Les tableaux suivants présentent le choix des valeurs de références pour l'inhalation et l'ingestion pour une exposition chronique.

6.3.1 VTR pour l'exposition chronique par inhalation

Tableau 6 : Synthèse des VTR – Exposition chronique – Inhalation

Substance	Effet	Valeur	Effets critique/organe cible	Source
HAM - Hydrocarbures mono aromatiques				
Benzène (71-43-2)	À Seuil	RfC = 30 µg/m³	Cellules sanguines	US EPA (2003)
	Sans Seuil	ERUi = 7,8.10⁻⁶ (µg/m³)⁻¹	Leucémie	US EPA (2000)
Toluène (108-88-3)	À Seuil	RfC = 5000 µg/m³	Système nerveux	US EPA (2005)
Ethylbenzène (100-41-4)	À Seuil	RfC = 1000 µg/m³	Effets sur le développement	US EPA (1991)
	Sans seuil	ERUi = 2,5.10⁻⁶ (µg/m³)⁻¹	Système rénal	OEHHA (2007)
Styrène (100-42-5)	À Seuil	RfC = 1000 µg/m³	Système nerveux	US EPA (1993)
Xylènes (1330-20-7)	À Seuil	RfC = 100 µg/m³	Système nerveux	US EPA (2003)
COHV – COMPOSES ORGANO-HALOGENES VOLATILS				
Chlore (7782-50-5)	À Seuil	REL = 0,2 µg/m³	Système respiratoire	OEHHA (2003)
Epichlorhydrine (106-89-8)	À Seuil	RfC = 1 µg/m³	Système respiratoire	US-EPA (1992)
	Sans seuil	ERUi = 1,2.10⁻⁶ (µg/m³)⁻¹	Cavité nasale	USEPA (1994)
HAP- Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques				
Benzo(a)Pyrène (50-32-8)	Sans Seuil	ERUi = 8,7 10⁻² (µg.m⁻³)⁻¹	Tractus respiratoire	US EPA (1994)
Les hydrocarbures				
White spirit	À Seuil	RfC = 1000 µg/m³	Système hépatique et nerveux	TPHCWG (1997)
Solvant naphta	À Seuil	RfC = 200 µg/m³	Diminution du poids	TPHCWG (1997)
Les métaux et métalloïdes				
Antimoine (Sb)	À Seuil	RfC = 0,2 µg/m³	Baisse de longévité	US EPA (1995)

Substance	Effet	Valeur	Effets critique/organe cible	Source
Arsenic (As)	À Seuil	TCA = 1 µg/m³	Syst. nerveux, cardiovasculaire et effets sur le développement	RIVM (2001)
	Sans Seuil	ERUi = 4,3.10⁻³ (µg/m³)⁻¹	Système pulmonaire	US EPA (1998)
Cadmium (Cd)	À Seuil	REL = 0,02 µg/m³	Système rénal	OEHHA (2003)
	Sans Seuil	ERUi = 1,8.10⁻³ (µg/m³)⁻¹	Système pulmonaire	US-EPA (1992)
Chrome III (Cr)	À Seuil	TCA = 60 µg/m³	Foie	RIVM (2001)
Chrome VI (Cr)	À Seuil	RfC = 0,1 µg/m³	Poumon, nez	US-EPA (1998)
	Sans Seuil	ERUi = 1,2.10⁻² (µg/m³)⁻¹	Système pulmonaire	US-EPA (1998)
Cobalt (Co)	À Seuil	MRL = 0,1 µg/m³	Système pulmonaire	ATSDR (2004)
Cuivre (Cu)	À Seuil	TCA = 1 µg/m³	Système respiratoire et immunitaire	RIVM (2001)
Manganèse (Mn)	À Seuil	RfC = 0,05 µg/m³	Système neurologique	USEPA (1993)
Mercuré (Hg)	À Seuil	MRL = 0,3 µg/m³	Système nerveux	USEPA (1995)
Nickel (Ni)	À Seuil	MRL = 0,09 µg/m³	Système respiratoire	ATSDR (2003)
	Sans Seuil	ERUi = 3,8.10⁻⁴ (µg/m³)⁻¹	Cancer du poumon et du larynx	OMS (2000)
Plomb (Pb)	Sans Seuil	ERUi = 1,2.10⁻⁵ (µg.m⁻³)⁻¹	Rein	OEHHA (2002)
Les substances atmosphériques				
Ammoniac (7664-41-7)	À Seuil	MRL = 70 µg/m³	Système respiratoire	ATSDR (2004)
Hydrogène sulfuré (7783-06-4)	À Seuil	RfC = 2 µg/m³	Système respiratoire et nerveux	US EPA (2003)
Les acides				
Acide chlorhydrique (7647-01-0)	À Seuil	RfC = 20 µg/m³	Système respiratoire	US EPA (1995)
Acide fluorhydrique (7664-39-3)	À Seuil	REL = 14 µg/m³	Densité osseuse	OEHHA (2003)
Acide phosphorique (7664-38-2)	À Seuil	RfC = 10 µg/m³	Système respiratoire	US-EPA (1995)

Substance	Effet	Valeur	Effets critique/organe cible	Source
Acide cyanhydrique (74-90-8)	À Seuil	RfC = 3 µg/m³	Système nerveux central et thyroïde	US EPA (1994)
Les alcanes				
Hexane (110-54-3)	À Seuil	RfC = 700 µg/m³	Système nerveux	US EPA (2005)
Cyclohexane (110-82-7)	À Seuil	RfC = 6 000 µg/m³	Effets sur le développement	US EPA (2003)
Les alcools				
Méthanol (67-56-1)	À Seuil	REL = 4 000 µg/m³	Effet sur le développement	OEHHA (2003)
Les aldéhydes				
Acétaldéhyde (75-07-0)	À Seuil	RfC = 9 µg/m³	Système respiratoire	US EPA (1991)
	Sans Seuil	ERUi = 2,2.10⁻⁶ (µg.m⁻³)⁻¹	Nez	US EPA (1991)
Formaldéhyde (50-00-0)	À Seuil	MRL = 10 µg/m³	Système respiratoire	ATSDR (1999)
	Sans Seuil	ERUi = 1,3.10⁻⁵ (µg.m⁻³)⁻¹	Nez	US EPA (1991)
Les cétones				
Acétone (67-64-1)	À Seuil	MRL = 30 000 µg/m³	Système nerveux	ATSDR (1994)
Méthyléthylcétone (MEK) (78-93-3)	À Seuil	RfC = 5 000 µg/m³	Effets sur le développement	US EPA (2003)
Autres substances				
1,3 Butadiène (106-99-0)	À Seuil	RfC = 2 µg.m⁻³	Système reproducteur	US EPA (2002)
	Sans seuil	ERUi = 3.10⁻⁵ (µg/m³)⁻¹	Système sanguin	US EPA (2002)
Aniline (62-53-3)	À Seuil	RfC = 1 µg.m⁻³	Rate	US EPA (1982)

6.3.2 VTR pour l'exposition chronique par ingestion

Tableau 7 : Synthèse des VTR – Exposition chronique - Ingestion

Substance	Effet	Valeur	Effets critique/organe cible	Source
HAP- Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques				
Benzo(a)Pyrène (50-32-8)	Sans Seuil	ERUo = 7,3 (mg/kg/j)⁻¹	Multi site	US EPA (1994)
Les métaux et métalloïdes				
Antimoine (Sb)	À Seuil	RfD = 0,0004 mg/kg/j	Baisse de longévité	US EPA (1991)
Arsenic (As)	À Seuil	RfD = 0,0003 mg/kg/j	Système cutané	US EPA (1993)
	Sans Seuil	ERUo = 1,5 (mg/kg/j)⁻¹	Cancer de la peau	US EPA (1998)
Plomb (Pb)	À Seuil	RfD = 0,0035 mg/kg/j	SNC, Rein, Cellule sanguine, reproduction et développement	OMS (1993)
	Sans Seuil	ERUo = 0,0085 (mg/kg/j)⁻¹	Rein	OEHHA (2002)
Nickel (Ni)	À Seuil	RfD = 0,02 mg/kg/j	Diminution du poids des organes	US EPA (1996)
Manganèse (Mn)	À Seuil	RfD = 0,046 mg/kg/j	Système nerveux central	US EPA (1996)
Mercuré (Hg)	À Seuil	RfD = 0,0003 mg/kg/j	Système rénal	US EPA (1995)
Chrome III (Cr III)	À Seuil	RfD = 1,5 mg/kg/j	Foie	US EPA (1998)
Chrome VI (Cr VI)	À Seuil	RfD = 0,003 mg/kg/j	-	US EPA (1998)
Cobalt (Co)	À Seuil	TDI = 0,0014 mg/kg/j	Muscle cardiaque	RIVM (2001)
Cadmium (Cd)	À Seuil	RfD = 0,001 mg/kg/j	Système rénal	US EPA (1994)
Cuivre (Cu)	À Seuil	TDI = 0,5 mg/kg/j	Système digestif	OMS (1995)
Vanadium (V)	À Seuil	RfD = 0,009 mg/kg/j	Développement	US-EPA (1988)
Autres substances				
Dioxines	Sans Seuil	DJT = 1 pg/kg/j	Système pulmonaire et hépatique	OMS (1999)

Le détail des effets sur la santé et la justification de la sélection des VTR sont donnés en annexe 2.

6.4 Autres valeurs de comparaison utilisées

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

Ces valeurs de comparaison regroupent des valeurs réglementaires (France et Europe), des valeurs guide (OMS, INDEX, CHSPF) qui sont généralement des valeurs qui servent de point de départ à l'élaboration de valeurs réglementaires. Ces valeurs ne sont en aucun cas (conformément à la circulaire DGS de mai 2006) utilisées pour évaluer les quotients de danger (QD) et excès de risques individuels (ERI) faisant référence à une évaluation des risques sanitaires.

Ces valeurs appelées valeurs de comparaison constituent des critères de gestion.

Tableau 8 : Synthèse des valeurs guides

Substance	Valeur	Source
Pour l'inhalation – Exposition chronique		
Particules (PM 2,5)	VG = 10 µg/m³	OMS (2005)
Particules (PM 10)	VG = 20 µg/m³	OMS (2005)
Dioxyde d'azote (10102-44-0)	VG = 40 µg/m³	OMS (2005)
Dioxyde de soufre (7446-09-05)	VG = 20 µg/m³ en moyenne journalière	OMS (2005)
Plomb (Pb)	VG = 0,5 µg/m³	OMS (2000)
Vanadium (V)	VG = 1 µg/m³	OMS (2000)

Pour le SO₂, les valeurs guides recommandées par l'OMS en 2000 (Air Quality Guidelines for Europe, 2000) étaient de 50 µg/m³ en moyenne annuelle et de 125 µg/m³ sur 24 heures.

La valeur guide, du SO₂, a été revue par un groupe de travail OMS en 2005 (WHO air quality guidelines, global update, 2005)¹⁴. Dans cette révision, qui s'appuie sur l'ensemble des connaissances acquises ces dernières années (études épidémiologiques notamment), l'OMS ne propose plus qu'une seule valeur guide pour le SO₂ : **20 µg/m³ en moyenne journalière**. L'OMS précise par ailleurs qu'il apparaît inutile d'édicter une valeur guide annuelle, dans la mesure où le respect de la valeur guide journalière permet d'assurer un bas niveau d'exposition des populations.

Dans la présente étude, bien que les concentrations modélisées soient des moyennes annuelles, il a été décidé de comparer les concentrations environnementales modélisées en SO₂ à cette valeur guide journalière de 20 µg/m³.

¹⁴ WHO. Air Quality Guidelines. Global update 2005. Report on a working group meeting. Bonn, Germany. 18-20 october 2005.

7 Sélection des traceurs de risque

7.1 Méthodologie

Lors de l'émission d'un mélange de substances 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 une sélection 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 des composés permet toutefois de conclure quant à l'acceptabilité ou non des risques. On entend par substances « traceurs » les composés qui font l'objet d'une évaluation quantitative de l'exposition et du risque (Guide méthodologique pour l'évaluation du risque sanitaire, 2003).

Cette sélection de « traceur » peut être basé sur:

- les quantités émises à l'atmosphère,
- la toxicité des substances,
- l'existence de valeur toxicologique de référence,
- l'existence de voies de contamination pertinentes,
- la spécificité du produit par rapport à l'activité du site.

L'étude des dangers nous a permis dans un premier temps d'écarter:

- les substances pour lesquels aucune information toxicologique (i) n'a été retrouvée dans les bases de données pour une exposition chronique aux concentrations environnementales attendues, pour lesquelles il n'existe pas de phrase de risque et pour lesquelles il n'y a pas de valeur repère disponible pour la voie d'exposition considérée,
- les substances considérées comme non toxiques (ii) dans les bases de données consultées,

Tableau 9 : Substances non retenues pour l'étude

Quinone (i)	Monoxyde de carbone (i)	Acétylacétone
Acétate d'éthyle (i)	Butane	Acide acétique
Betcyperméthrine	Propane	Kerdane (alcane C11-C15)
Mancozèbe (i)	Acétylène	Diméthyléther
Cyhexatin (i)	Propane-2-ol	Folpet (i)
Chlorothalonil (i)	Méthylcyclohexane	Thallium
Soufre		

Il est à noter que les flux relatifs à ces substances représentent environ 1 % des flux de composés (hors monoxyde de carbone (33,5 % des composés émis sur la zone)) émis sur la zone

Concernant l'éthanol, il apparaît que l'inhalation ne conduit pas à l'augmentation significative de la concentration dans le sang, responsable de la plupart des effets toxiques chroniques. En effet, l'Anses a publié récemment¹⁵ les résultats d'une expertise collective sur les risques pour la santé des travailleurs exposés à l'éthanol par voies cutanée et respiratoire. Selon l'Agence, les résultats n'ont pas permis de mettre en évidence de risque chronique pour la santé spécifiquement lié à une exposition professionnelle par inhalation ou par contact cutané.

¹⁵ Avis de l'AFSSET du 16 juin 2010 relatif à « L'évaluation des risques de l'éthanol en population professionnelle »

Elle recommande toutefois :

- de renforcer l'application des mesures de prévention ;
- d'actualiser la classification des dangers de l'éthanol selon les procédures en vigueur ;
- de réexaminer les valeurs limites d'exposition professionnelle de l'éthanol au regard des connaissances scientifiques acquises depuis 1982 ;
- de promouvoir des études scientifiques ;

Par conséquent, **l'éthanol** étant émis de façon significative par un des industriels, il a été décidé de le conserver comme « **traceur de pollution** », afin de déterminer sa concentration environnementale.

Pour tous les autres composés (40), nous avons effectué une sélection 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 substances.

Nous avons alors estimé un « ratio brut » pour les substances « à seuil » de la façon suivante :

$$\text{Ratio brut} = \frac{\text{Flux de polluant (kg / an)}}{\text{VR}}$$

Pour la voie d'exposition par inhalation, nous avons calculé, dans un premier temps un ratio brut (Flux/VRi) en tenant compte de l'ensemble des Valeurs Repères (VR¹⁶) dont nous disposons (VTR¹⁷, VG¹⁸). **Nous avons retenu, toutes les substances dont le ratio est supérieur ou égal à 1% du ratio max.**

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

Cependant, conformément à la circulaire DGS, aucun calcul de risque ne sera réalisé en tenant compte de valeur guide. Par conséquent, dans un deuxième temps, nous avons calculé un ratio brut (Flux/VTRi) uniquement pour les composés disposant d'une Valeur Toxicologique de Référence (VTR). Et de la même façon, nous avons retenu, **toutes les substances dont le ratio est supérieur ou égal à 1% du ratio max.**

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

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

¹⁶ VR : valeur repère intégrant les VTR (Valeurs Toxicologiques de Référence) et les VG (valeurs guide)

¹⁷ VTR : Valeur Toxicologique de Référence (VTRi : VTR pour la voie inhalation; VTRo : VTR pour la voie orale)

¹⁸ VG : Valeur Guide

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 composé, 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 particulière est conservée pour une voie donnée, le calcul des risques se fera pour l'ensemble des voies d'exposition considérées.

Il est à noter que le calcul des ratios bruts n'est effectué que pour les effets à seuil, puisque pour les substances sans seuil d'effet, elles sont systématiquement prises en compte en raison du caractère particulièrement sévère des effets provoqués (notamment cancérigènes). Ainsi, toutes les substances classées cancérigènes qui n'ont pas été retenues par la méthode des ratios sont ajoutées à la liste des traceurs de risque.

Le détail des ratios calculés et des composés retenus comme traceurs de risque est présenté dans le paragraphe suivant.

Le choix des valeurs toxicologiques de référence pour les composés retenus comme traceurs de risque est détaillé en annexe, dans les argumentaires santé.

7.2 Traceurs de risque retenus pour les composés à seuil

7.2.1 Voie inhalation

Si l'on prend en compte l'ensemble des valeurs repères dont nous disposons pour réaliser un premier classement des composés, nous obtenons les ratios flux/VR calculés suivants :

Tableau 10 : Traceurs de risque retenus pour l'inhalation – A seuil (1)

	Flux (kg/an)	VRi : VTRi ou VG (µg/m3)	Flux/VTRi	%max ac VG
Dioxyde de soufre	2 650 680	50	53013,6	100,0%
Dioxyde d'azote	1 141 812	40	28545,3	53,8%
PM 2,5	128 201	10	12820,1	24,2%
1,3 -Butadiène	10 203	2	5101,6	9,6%
Hexane	799 224	700	1141,7	2,2%
Cadmium	14	0,02	694,3	1,3%
PM 10	12 344	20	617,2	1,2%
Dichlore	108	0,2	540,0	1,0%
Manganèse	26	0,05	513,0	1,0%
Acide chlorhydrique	3 823	20	191,2	0,4%
Acide cyanhydrique	500	3	166,7	0,3%
Benzène	3 507	30	116,9	0,2%
Styrène	135 400	1000	135,4	0,3%
Nickel	11	0,09	125,0	0,2%
Cobalt	11	0,1	111,7	0,2%
Antimoine	21	0,2	106,3	0,2%

Toluène	467 203	5000	93,4	0,2%
Cyclohexane	359 324	6000	59,9	0,1%
Formaldéhyde	530	10	53,0	0,1%
Mercure	11	0,3	35,5	0,07%
Arsenic	31	1	31,0	0,06%
Cuivre	17	1	17,3	0,03%
Epichlorhydrine	17	1	17,0	0,03%
Fluorure d'hydrogène	224	14	16,0	0,03%
Chrome VI	1	0,1	14,4	0,03%
Xylène	684	100	6,8	0,01%
Acétaldéhyde	27	9	3,0	0,006%
Méthanol	2 749	4000	0,7	0,001%
Methylethylcetone	1 292	5000	0,3	<0,001%
Chrome III	13	60	0,2	<0,001%
Ethylbenzène	192	1000	0,2	<0,001%
Acétone	1 949	30000	0,1	<0,001%
Aniline	0,01	1	0,0	<0,001%
White Spirit	0,4	1000	0,0004	<0,001%
Solvant Naphta	0,07	200	0,0003	<0,001%
Acide phosphorique	0,002	10	0,0002	<0,001%

L'examen de ce tableau montre qu'en première approche, un composé semble déterminant pour les effets à seuil, à savoir le dioxyde de soufre.

Ainsi, 4 composés ne possédant pas de VTR mais une VG sont retenus par cette méthode pour la suite de l'étude à savoir :

- le dioxyde de soufre ;
- le dioxyde d'azote ;
- les PM10
- les PM 2,5 ;

Par soucis de cohérence, nous retiendrons également les PM10.

Puis 5 composés possédant une VTR

- le 1,3 butadiène ;
- l'hexane ;
- le cadmium ;
- le dichlore ;
- le manganese.

Les 4 composés retenus possédant uniquement une VG seront retenus pour la comparaison aux valeurs guides.

Cependant, conformément à la circulaire DGS, aucun calcul de risque ne sera réalisé en tenant compte d'une valeur guide. Par conséquent, dans un deuxième temps, nous avons calculé un ratio brut (Flux/VTRi) uniquement pour les composés disposant d'une Valeur Toxicologique de Référence (VTR).

Les ratios flux/VTR calculés sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 11 : Traceurs de risque retenus pour l'inhalation - A seuil (2)

	Flux (kg/an)	VRi : VTRi ou VG (µg/m3)	Flux/VTRi	%max
1,3 -Butadiène	10 203	2	5101,6	100,0%
Hexane	799 224	700	1141,7	22,4%
Cadmium	14	0,02	694,3	13,6%
Dichlore	108	0,2	540,0	10,6%
Manganèse	26	0,05	513,0	10,1%
Acide chlorhydrique	3 823	20	191,2	3,7%
Acide cyanhydrique	500	3	166,7	3,3%
Benzène	3 507	30	116,9	2,3%
Styrène	135 400	1000	135,4	2,7%
Nickel	11	0,09	125,0	2,5%
Cobalt	11	0,1	111,7	2,2%
Antimoine	21	0,2	106,3	2,1%
Toluène	467 203	5000	93,4	1,8%
Cyclohexane	359 324	6000	59,9	1,2%
Formaldéhyde	530	10	53,0	1,0%
Mercur	11	0,3	35,5	0,7%
Arsenic	31	1	31,0	0,6%
Cuivre	17	1	17,3	0,3%
Epichlorhydrine	17	1	17,0	0,3%
Fluorure d'hydrogène	224	14	16,0	0,3%
Chrome VI	1	0,1	14,4	0,3%
Xylène	684	100	6,8	0,1%
Acétaldéhyde	27	9	3,0	0,1%
Méthanol	2 749	4000	0,7	0,01%
Methylethylcetone	1 292	5000	0,3	0,01%
Chrome III	13	60	0,2	0,00%
Ethylbenzène	192	1000	0,2	0,00%
Acétone	1 949	30000	0,1	0,00%
Aniline	0,01	1	0,0	0,00%
White Spirit	0,4	1000	0,0	0,00%
Solvant Naphta	0,07	200	0,0	0,00%
Acide phosphorique	0,002	10	0,0	0,00%

L'examen de ce tableau montre qu'en première approche, un composé semble déterminant dans le calcul des risques, à savoir le 1,3 Butadiène.

Ainsi, 10 composés sont rajoutés à la liste des traceurs par cette méthode pour la suite de l'étude à savoir :

- l'acide chlorhydrique ;
- l'acide cyanhydrique ;
- le benzene ;
- le styrene ;
- le nickel ;
- le cobalt ;
- l'antimoine ;
- le toluene ;
- le cyclohexane ;
- le formaldéhyde.

7.2.2 Voie ingestion

Les ratios flux/VTR calculés sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 12 : Traceurs de risque retenus pour l'ingestion – A seuil

	Flux (kg/an)	VTRo (mg/kg/j)	Flux/VTRo	%max
Arsenic	31	0,0003	103252	100,0%
Antimoine	21	0,0004	53150	51,5%
Mercure	11	0,0003	35532	34,4%
Dioxines/Furanes	0,000027	1E-09	27269	26,4%
Cadmium	14	0,001	13885	13,4%
Cobalt	11	0,0014	7979	7,7%
Plomb	26	0,0035	7420	7,2%
Vanadium	13	0,009	1481	1,4%
Nickel	11	0,02	563	0,5%
Chrome VI	1	0,003	480	0,5%
Manganèse	26	0,14	183	0,2%
Cuivre	17	0,5	35	0,03%
Chrome III	13	1,5	9	0,01%

L'examen de ce tableau montre qu'en première approche, trois composés semblent déterminants pour les effets à seuil par ingestion, à savoir le mercure, l'arsenic et l'antimoine.

8 composés sont retenus par cette méthode pour la suite de l'étude à savoir :

- le mercure ;
- l'arsenic ;
- l'antimoine
- les dioxines/furannes ;
- le cadmium ;
- le cobalt ;
- le plomb ;
- le vanadium.

Il est à noter que le plomb et le vanadium disposent de valeurs guides pour la voie d'exposition par inhalation. Par conséquent, ces deux substances étant retenues comme traceurs de risque pour la voie d'exposition par ingestion, une comparaison entre les concentrations environnementales modélisées et leurs valeurs guides respectives sera effectuée.

7.3 Traceurs de risque retenus pour les substances sans seuil

L'ensemble des substances présentant des effets cancérigènes par inhalation sont retenus pour la suite de l'étude, à savoir :

- le 1,3 butadiène ;
- le formaldéhyde ;
- le benzène ;
- l'épychlorhydrine ;
- l'acétaldéhyde ;
- l'arsenic ;
- le cadmium ;
- le plomb ;
- le nickel ;
- l'ensemble des HAP ;
- l'éthylbenzène ;
- le chrome VI.

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

- l'arsenic ;
- le plomb ;
- l'ensemble des HAP.

7.4 Consolidation de la sélection des traceurs de risque

La méthode utilisée, établie pour des sites industriels uniques, peut dans certains cas présenter des limites si certains sites émettent des substances 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, en raison du nombre de sources restreint et du fait qu'elles sont assez éloignées (par la distance mais aussi à cause de la topographie), une étape de vérification a été effectuée afin de s'assurer que certains composés 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 **méthanol**.

CBxA091784 - A24491- RIn08815-02	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 48

7.5 Traceurs de risque retenus pour l'étude pour l'exposition chronique

Ainsi, à ce stade de l'étude :

- 25 substances "traceurs de risque" sont retenues pour l'exposition chronique
- 4 substances sont retenues pour comparaison avec une valeur guide,
- 1 substance est retenue pour identification des concentrations environnementales : l'éthanol.

Le tableau en page suivante récapitule cette démarche.

Tableau 13 : Traceurs de risque retenus - récapitulatif

	Comparaison à la Valeur guide Voie inhalation	effets sans seuil		effets à seuil		substance spécifique
		Voie inhalation	Voie Ingestion	Voie inhalation	Voie ingestion	
Dioxyde de soufre	○					
Dioxyde d'azote	○					
PM 2,5	○					
PM 10	○					
HAP (eq BaP)		○	○			
Dioxines/Furanes					○	
Plomb		○	○		○	
Vanadium					○	
1,3 -Butadiène		○		○		
Hexane				○		
Cadmium		○		○	○	
Dichlore				○		
Manganèse				○		
Acide chlorhydrique				○		
Acide cyanhydrique				○		
Styrène				○		
Nickel		○		○		
Benzène		○		○		
Cobalt				○	○	
Antimoine				○	○	
Toluène				○		
Cyclohexane				○		
Formaldéhyde		○		○		
Mercure					○	
Arsenic		○	○		○	
Epichlorhydrine		○				
Chrome VI		○				
Acétaldéhyde		○				
Ethylbenzène		○				
Méthanol						○

Ce qu'il faut retenir

Sur les 60 substances identifiées en phase 1 :

** 19 substances écartées par manque d'informations toxicologiques ou par absence d'effets toxiques et 1 substance conservée comme traceur de pollution*

** 40 substances retenues pour le choix de traceurs de risques :*

Sur ces 40 substances, 26 traceurs de risques et 4 substances supplémentaires pour comparaison aux valeurs guides

8 Modélisation de la dispersion atmosphérique des traceurs de risques

8.1 Modélisation de la dispersion atmosphérique

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

8.1.1 Modèle de dispersion ADMS 4.1

Le modèle mathématique de dispersion utilisé pour cette étude, ADMS 4 (version 4.2), 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 4.2, ainsi que du modèle FLOWSTAR sont données respectivement en annexe 3 et en annexe 4.

8.1.1 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 14 : 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

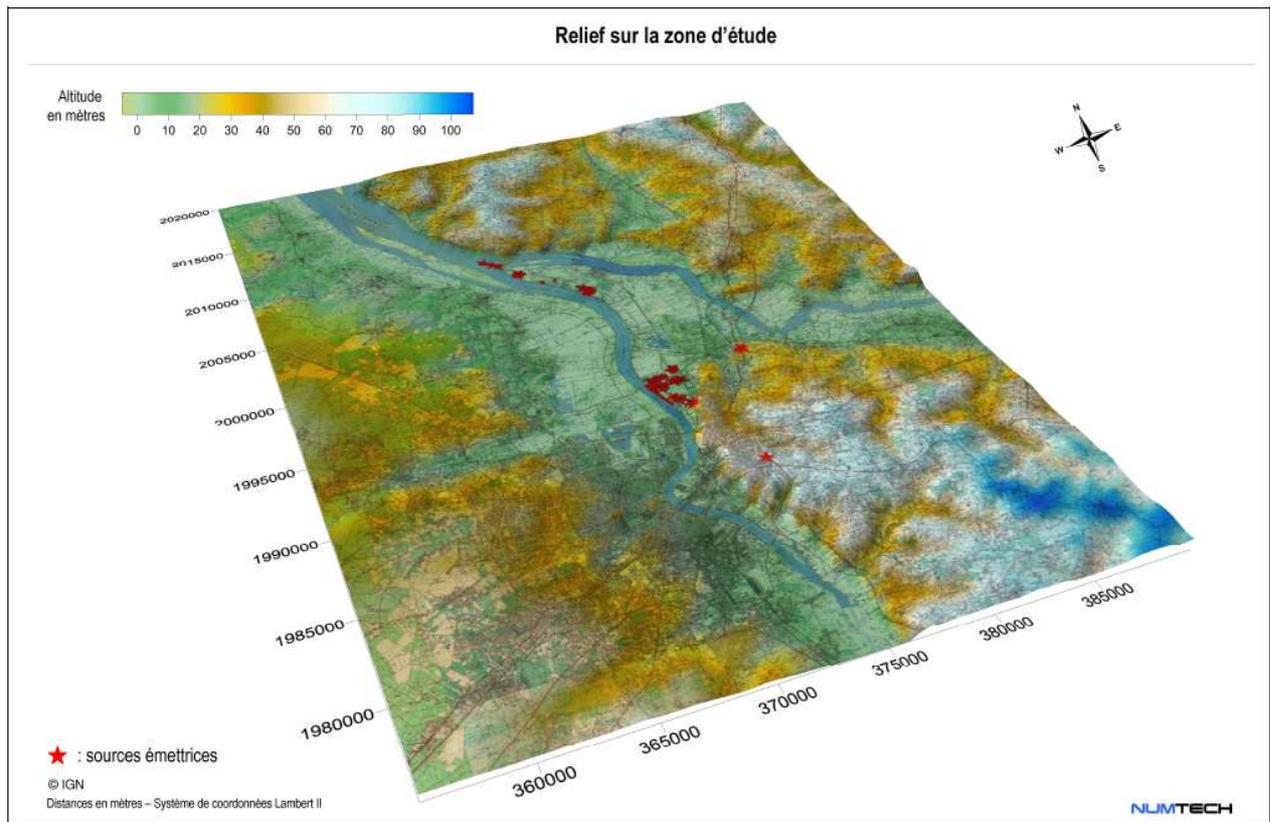
8.1.2 Description de la topographie et nature des sols

Le modèle utilisé permet d'intégrer la topographie dans le calcul de dispersion atmosphérique des composés. Le relief peut fortement influencer les champs de vent et de turbulence, et donc la répartition en surface des concentrations de composés. Compte-tenu de la topographie caractéristique de la zone d'étude (présence des vallées de la Garonne et de la Dordogne), son effet a été pris en compte dans le calcul. La topographie a donc été intégrée dans la modélisation.

Les données topographiques proviennent de la base de données SRTM3¹ et ont une résolution variable, affinée sur les secteurs plus « accidentés », qui permet ainsi d'intégrer de façon précise dans le modèle les reliefs marqués. Le relief du domaine d'étude est représenté sur la figure suivante.

¹ Base de données issue d'une collaboration entre la NASA (National Aeronautics and Space Administration), la NGA (National Geospatial- Intelligence Agency) et les agences spatiales allemande et italienne. Résolution initiale de l'ordre de 90m.

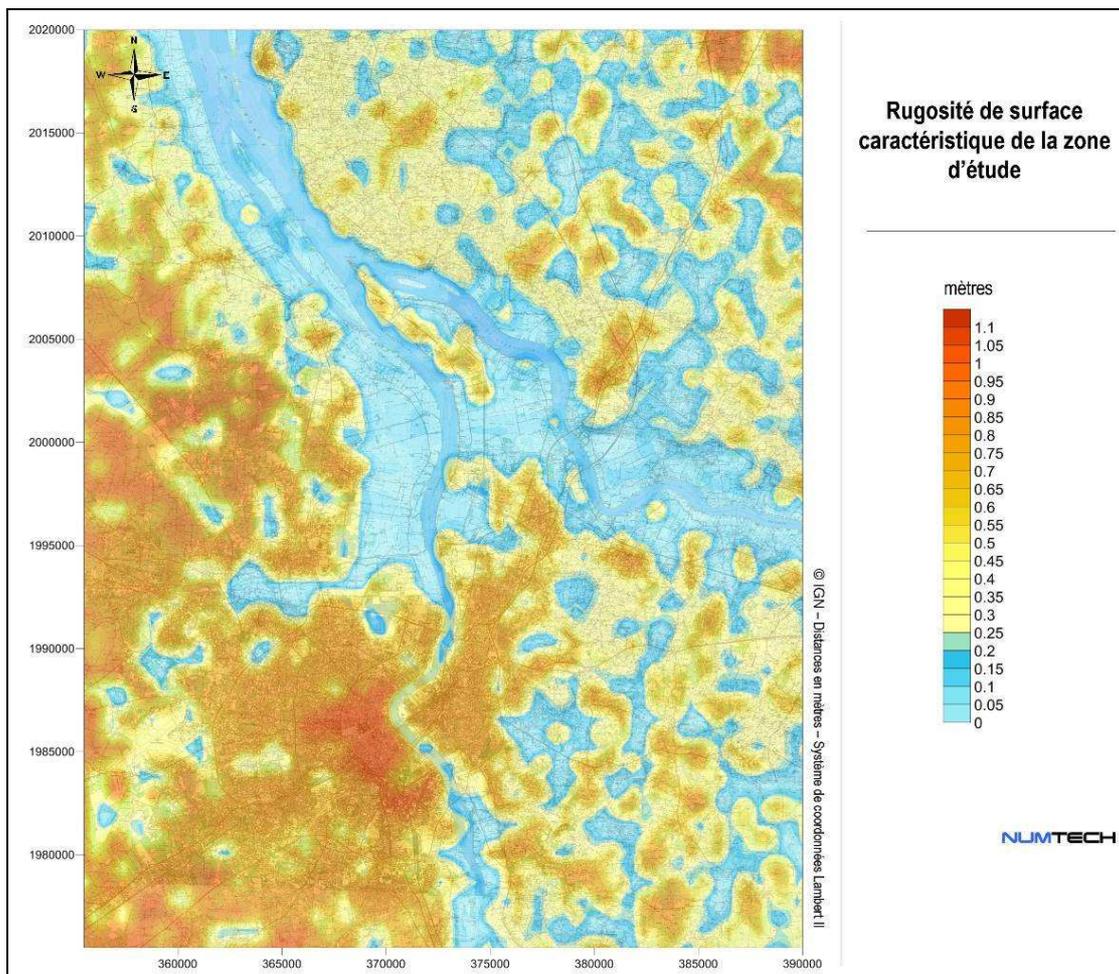
Figure 3 : Relief sur la zone d'étude pris en compte dans le modèle



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. Elles permettent de tenir compte de la présence de la Garonne et de la Dordogne, des zones rurales, industrielles, et urbanisées (Bordeaux notamment).

La figure suivante illustre la rugosité utilisée sur le domaine pour cette étude.

Figure 4 : Rugosité sur la zone d'étude prise en compte dans le modèle



8.1.3 Données d'émission

Toutes ces données sont récapitulées dans la Phase 1 : Présentation de la zone d'étude et inventaire des émissions atmosphériques et sont détaillées en annexe 1.

Les rejets industriels de type :

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

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

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

Les éléments traces métalliques, les particules, les HAP, et les dioxines-furanes ont été assimilés à des espèces particulières. A défaut de valeurs précises sur la granulométrie des particules émises, leur diamètre a été fixé à 2,5 μm , excepté pour les PM₁₀ dont le diamètre a été fixé à 10 μm . Leur densité a été fixée à 5000 kg/m³. Ces valeurs types sont reprises dans différents guides méthodologiques, notamment le Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans l'étude d'impact d'une UIOM réalisé par l'ASTEE en novembre 2003.

8.1.4 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), composé typiquement industriel, souvent émis par des sources canalisées de grandes dimensions (panaches étendus).

Ce dimensionnement s'est ainsi basé sur les concentrations moyennes annuelles simulées en SO₂ à la suite du calage du modèle présenté dans le paragraphe ci-après 7.2 Validation du modèle de dispersion. La période météorologique considérée correspond à la période d'étude. La figure 5 présente les concentrations moyennes annuelles obtenues pour le SO₂.

Le plus sévère des deux 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 13 µg/m³, son dixième vaut 1,3 µg/m³ ;
- le domaine doit contenir la valeur correspondant au 1/10 de la valeur guide journalière du SO₂ : 20 µg/m³ en moyenne journalière, soit 2 µg/m³.

Le critère le plus contraignant est donc le dixième de la concentration maximale simulée, soit 1,3 µg/m³. Le domaine d'étude final a donc été retenu en intégrant cet isocontour, en considérant les zones d'habitation, et a été un étendu vers le sud, afin d'intégrer les éventuelles retombées plus importantes que celles du SO₂ de l'UIOM (celles modélisées en SO₂ étant très faibles).

Compte-tenu de ces résultats, le domaine d'étude retenu a une dimension de **26 x 35 km²**.

Les calculs de dispersion ont été réalisés sur l'ensemble de ce domaine d'étude par l'intermédiaire d'une grille de calcul, dont la résolution est de 350 mètres. Au niveau des zones industrielles d'Ambès et de Bassens, où les émissaires sont concentrés, et où les gradients de concentration sont de fait les plus importants, une résolution plus fine, de 175 mètres a été utilisée. Les valeurs de concentration en chaque substance retenue pour la caractérisation des risques 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 5 : Simulation de la dispersion du SO₂ ayant servi à dimensionner le domaine d'étude

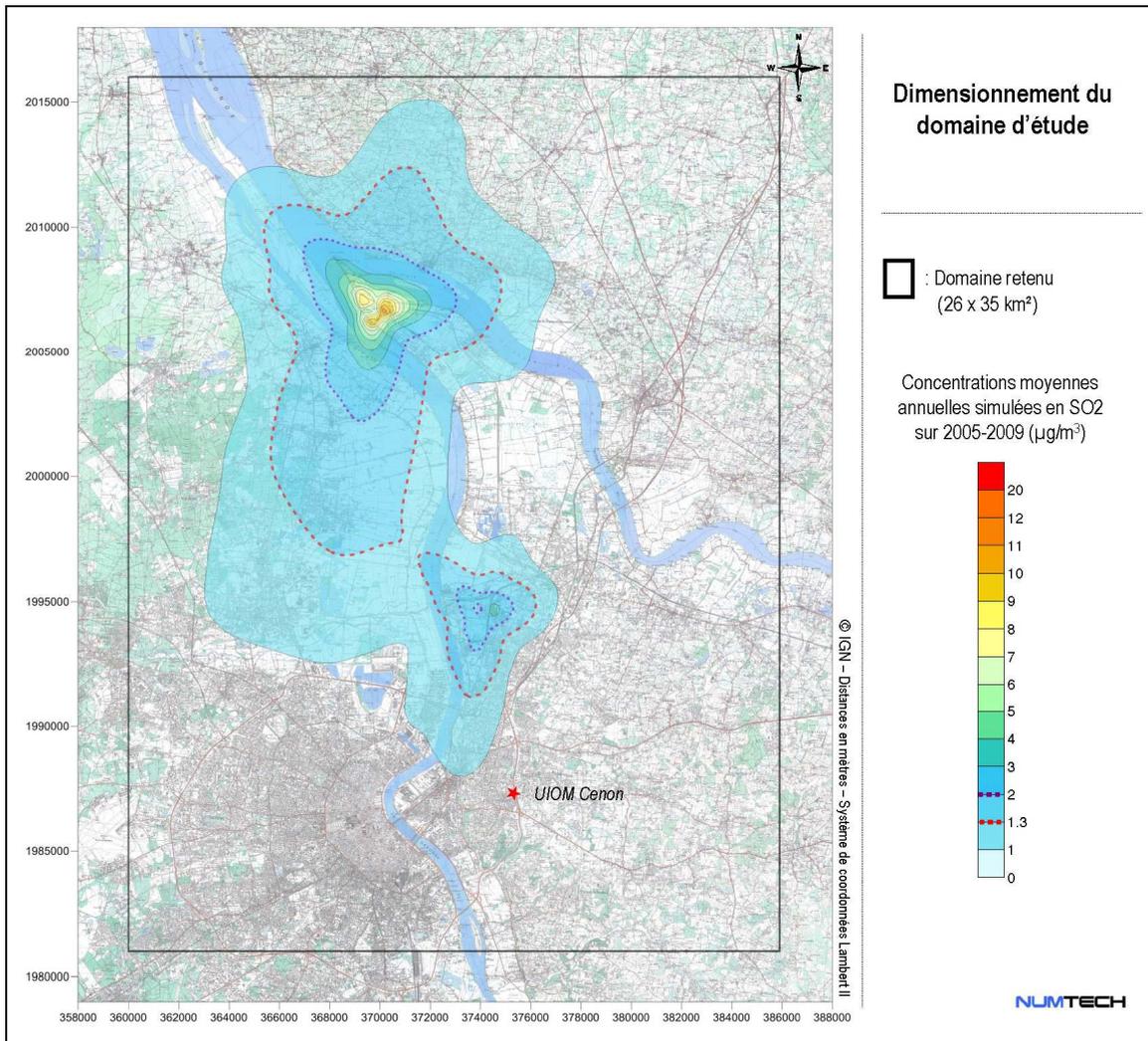
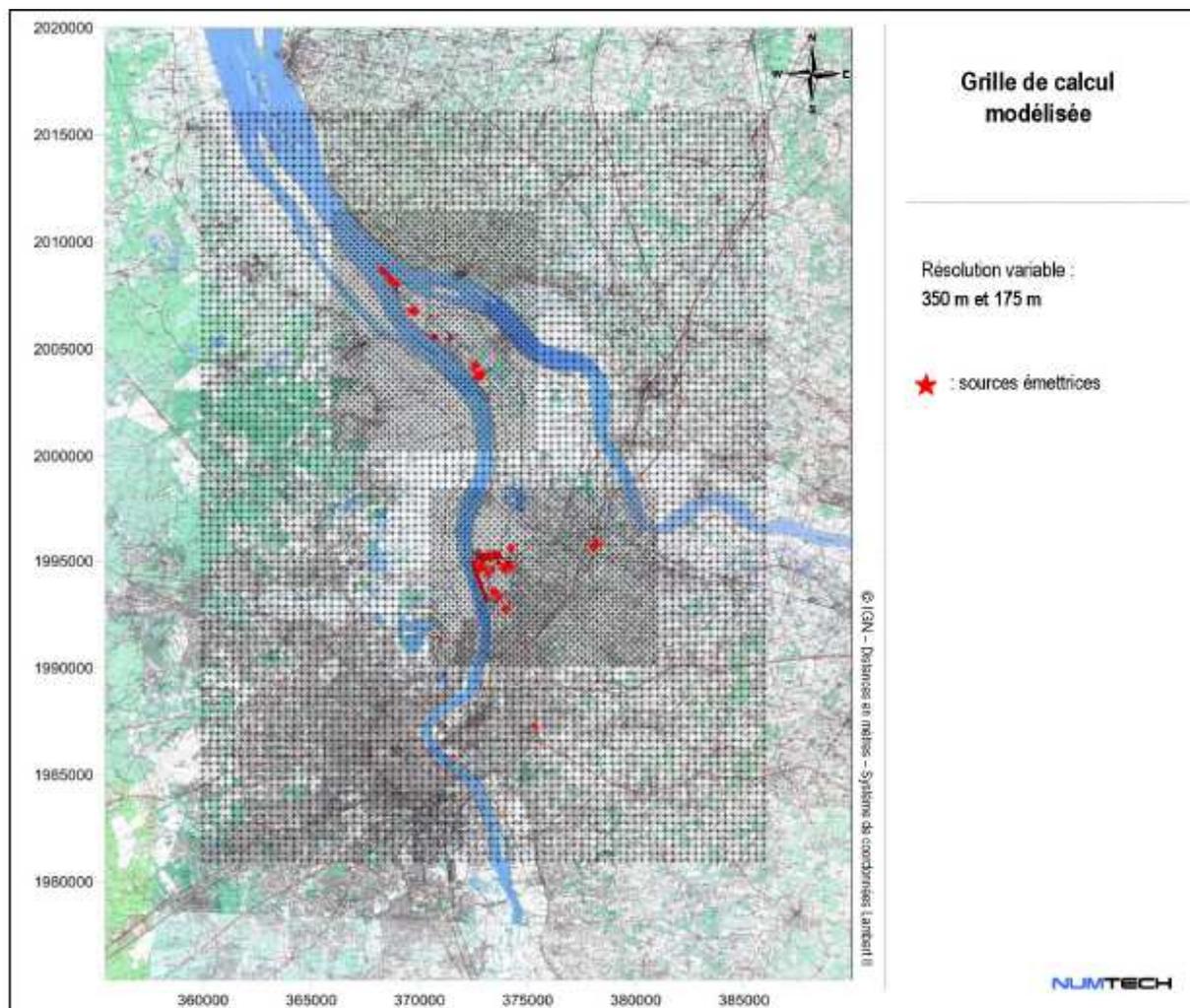


Figure 6 : Grille de calcul utilisée sur le domaine d'étude



8.2 Validation du modèle de dispersion

En amont du calcul des concentrations moyennes annuelles pour l'ensemble des substances qui sont retenues comme traceurs de risque et des dépôts au sol pour les composés particuliers 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 (SO₂), composé dont la majorité des sources sont industrielles. Pour ce faire, les données issues du réseau de surveillance de la qualité de l'air AIRAQ puis une campagne de mesures de SO₂ réalisée par BURGEAP ont permis de valider la chaîne de modélisation.

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

8.2.1 Météorologie

La connaissance des paramètres météorologiques est primordiale pour l'étude de la dispersion des rejets dans l'atmosphère. La direction et la vitesse du vent, la température de l'air et la stabilité atmosphérique sont des grandeurs physiques qui permettent de bien représenter la climatologie locale, en particulier les mouvements d'air dans les premières couches de l'atmosphère.

Il a été choisi de retenir une période météorologique de cinq années consécutives, de 2005 à 2009. La durée importante de la période retenue garantit sa représentativité temporelle.

Deux stations de relevé météorologique sont localisées à proximité de la zone d'étude. Il s'agit de deux stations Météo France (le réseau de surveillance de la qualité de l'air AIRAQ ne dispose pas de station de relevé météorologique sur la zone) :

- la station de Saint Gervais, d'altitude 42 m, située à l'est de la zone industrielle d'Ambès,
- la station départementale de Bordeaux Mérignac, d'altitude 47 m, située directement à l'ouest de Bordeaux.

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.

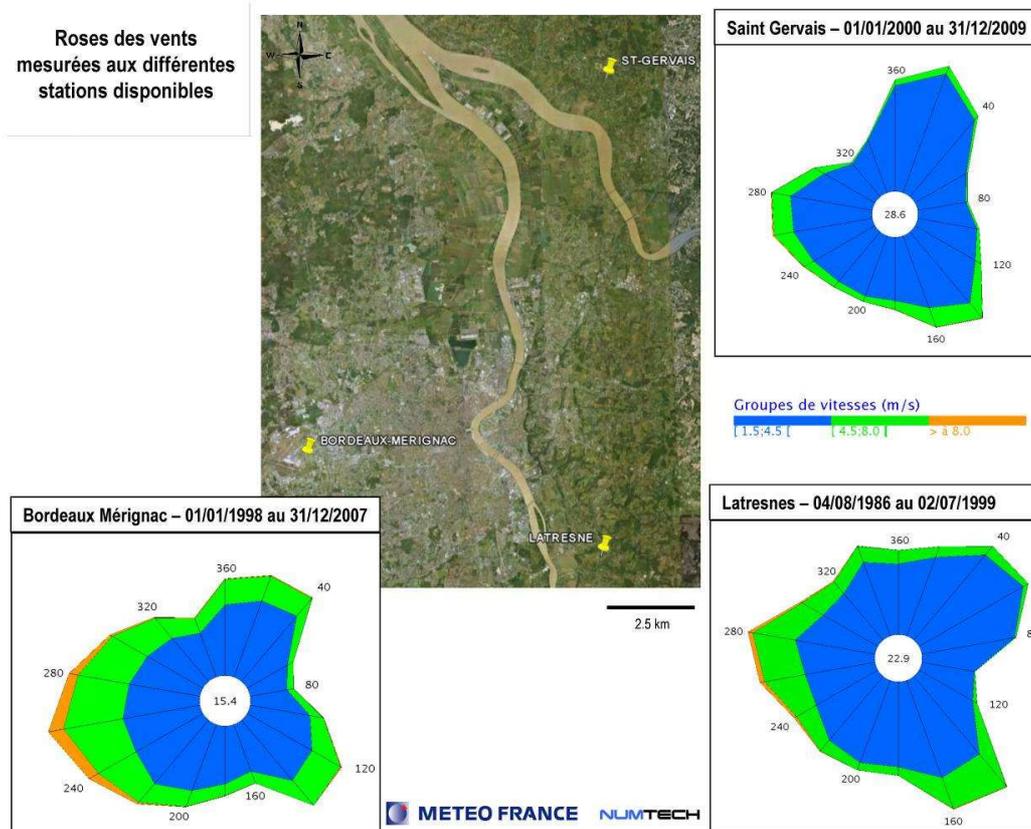
Les directions et vitesses de vent sont les paramètres essentiels dans un calcul de dispersion. Ils déterminent la trajectoire des panaches. Le choix de leur origine doit être réalisé avec soin. La température et la nébulosité permettent le calcul de la stabilité thermique. Les précipitations interviennent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

A noter que tous ces paramètres, à l'exception de la nébulosité, sont mesurés par les deux stations. La nébulosité n'est mesurée qu'au niveau de Bordeaux Mérignac, c'est donc cette station qui a été retenue pour ce paramètre (il ne s'agit pas d'une hypothèse forte dans la mesure où la nébulosité a une variabilité spatiale faible à l'échelle locale).

Les deux stations citées ci-dessus, sont localisées sur la figure suivante, ainsi que les roses des vents décennales correspondantes (données Météo France). A titre informatif, la station de Lastrenes, et la

rose des vents décennale correspondante, ont également été indiquées. Cette station est située nettement au sud de la zone d'Ambès et de Bordeaux, à une altitude de 63 m. Elle est située plus loin des sources, et n'a pas été envisagée pour l'étude, mais elle a servi à comparer les roses des vents de Saint Gervais et de Mérignac.

Figure 7 : Localisation des différentes stations de relevés météo et roses des vents associées



Sur les trois roses des vents, on observe trois composantes principales à l'ouest, au nord et au sud-est. Suivant les stations, ces secteurs peuvent être déviés et sont plus ou moins dominants. La principale différence est liée aux vitesses de vent, qui sont plus élevées à Bordeaux-Mérignac : les vents supérieurs à 8 m/s (secteurs en orange) sont plus nombreux, et les vents faibles, de vitesse inférieure à 1.5 m/s (représentés au centre), le sont moins.

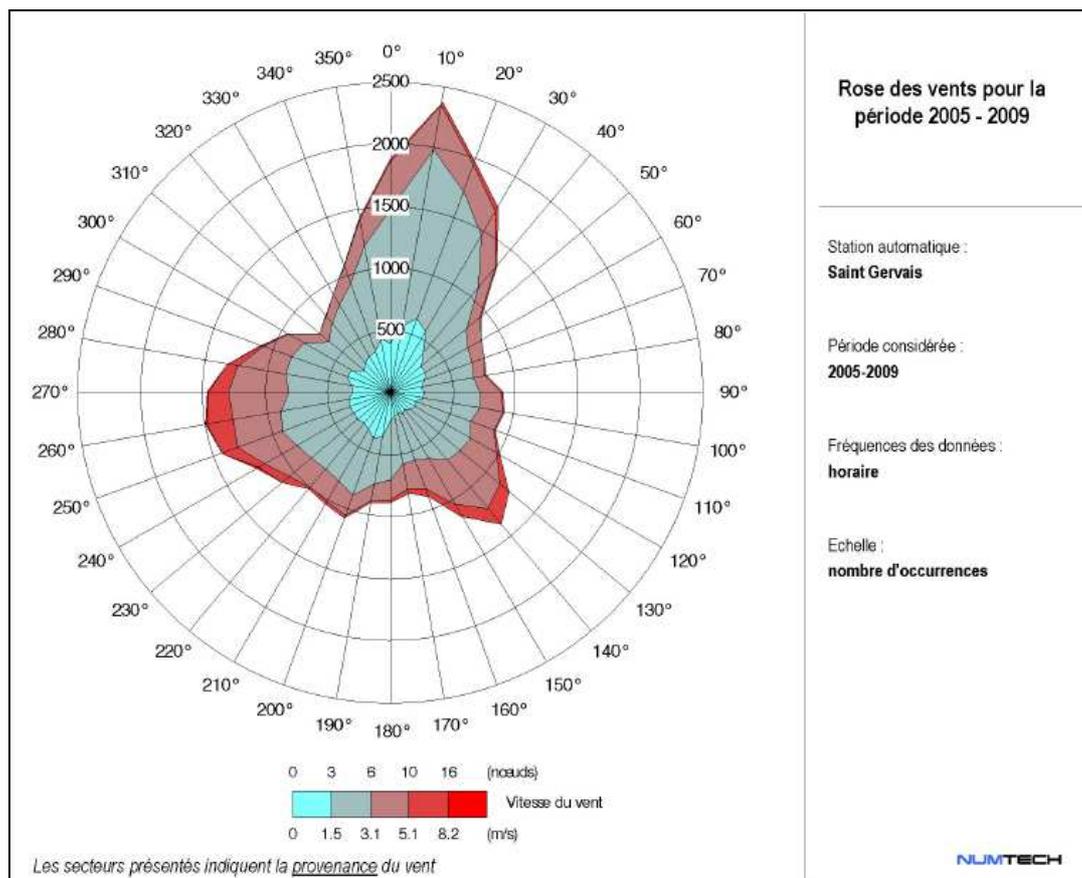
D'après les experts locaux de Météo France, il est en effet connu que la station de Bordeaux-Mérignac est plus venteuse. Une explication possible est qu'elle se situe au niveau d'une zone particulièrement dégagée (aéroport de Mérignac). Elle ne semble donc pas représentative de la zone à étudier. Les roses des vents des stations de Saint Gervais et de Latresne (présentée à titre indicatif), ne montrent pas les mêmes caractéristiques.

Toujours selon Météo France, la station de Saint Gervais peut voir par vents faibles des vents canalisés par l'estuaire et la vallée de la Garonne, ainsi que de légères brises, également liées à la présence de la Garonne. Cette station est donc plus représentative de la vallée de la Garonne, dans laquelle se situe l'ensemble des industries considérées dans le cadre de cette étude.

Suite à ces différentes remarques, il a donc été choisi de retenir la station de Saint Gervais afin de modéliser la dispersion des rejets atmosphériques de la zone industrielle d'Ambès. Ce choix a été validé lors des différents tests de calage du modèle, la station de Bordeaux Mérignac ayant été testée et ayant effectivement conduit à de moins bons résultats.

La rose des vents finalement issue de la station de Saint Gervais correspondant à la période d'étude (2005-2009), est représentée figure suivante. Celle-ci est logiquement très semblable à la rose des vents décennale de la figure 7.

Figure 8 : Rose des vents obtenue à Saint Gervais sur la période d'étude



8.2.2 Comparaison modèle / mesures disponibles en SO₂

8.2.2.1 Réseau de qualité de l'air AIRAQ

Les stations fixes du réseau AIRAQ mesurant du SO₂ sont localisées sur la figure 9, et identifiées dans le tableau ci-dessous. Les concentrations moyennes annuelles mesurées pour l'année 2006 (année pour laquelle le recensement des émissions des industriels de la ZI d'Ambès a été réalisé) sont indiquées.

Tableau 15 : Stations AIRAQ localisées sur la zone d'étude et mesurant le SO₂

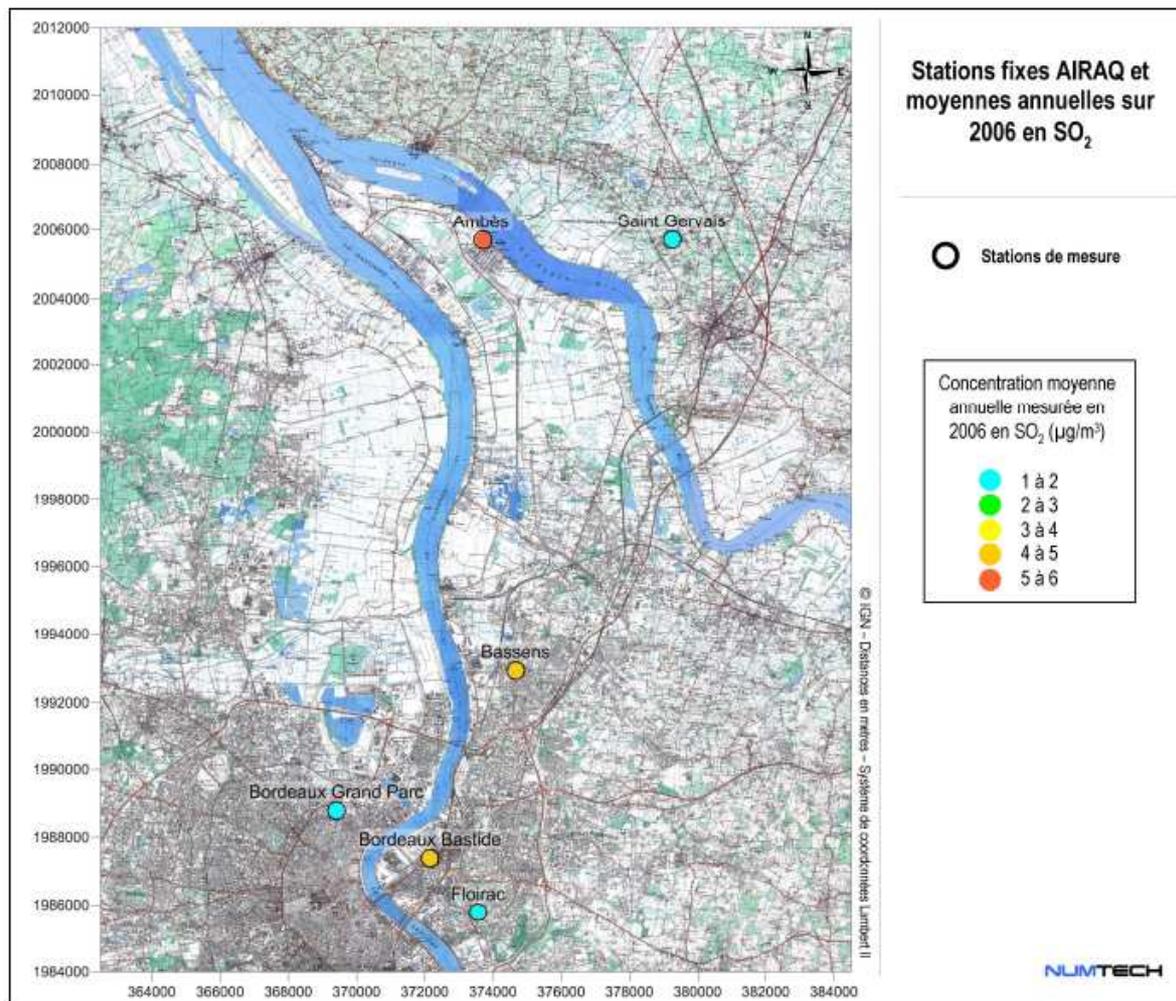
Station	Localisation	Type	Concentration moyenne annuelle relevée en 2006 en SO ₂ (µg/m ³)
Ambès	Ambès, au niveau du cimetière	Station de proximité industrielle de la zone industrielle d'Ambès	5.0
Saint Gervais	Saint Gervais, au niveau de la mairie	Station de proximité industrielle de la zone industrielle d'Ambès	1.6
Bassens	Bassens, à proximité de la mairie	Station urbaine de fond de l'agglomération de Bordeaux	4.8
Bordeaux Grand Parc	Bordeaux, à proximité d'une école	Station urbaine de fond de l'agglomération de Bordeaux	1.7
Bordeaux Bastide	Bordeaux, avenue de Thiers	Station de proximité automobile de l'agglomération de Bordeaux	4.5
Floirac	Bordeaux, rue de l'Observatoire	Station urbaine de fond de l'agglomération de Bordeaux	1.8

Deux stations sont localisées à proximité de sources industrielles considérées dans la modélisation : les stations d'Ambès et de Bassens.

Deux sont qualifiées de stations de « proximité industrielle » : Ambès et Saint Gervais.

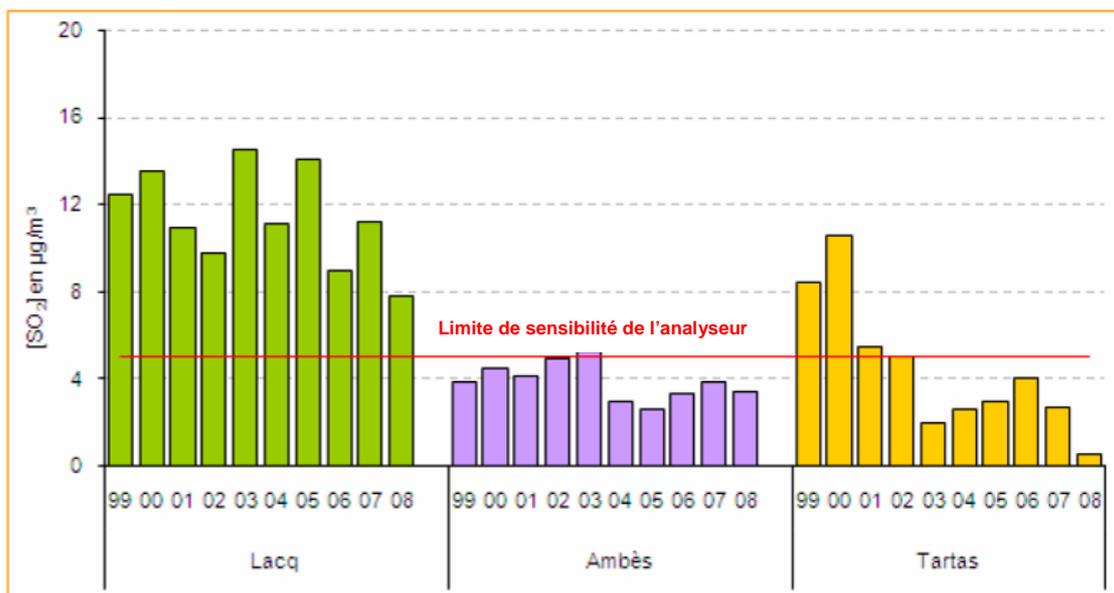
Les autres stations sont localisées dans Bordeaux, et sont qualifiées de station de « fond urbain » ou de « proximité automobile ». Ces stations sont plus éloignées des sources industrielles considérées, et sont a priori soumises à des sources de pollution secondaire (secteur résidentiel ou trafic routier principalement).

Figure 9 : Stations fixes du réseau AIRAQ et concentrations moyennes annuelles mesurées en 2006



Quelle que soit la station considérée, la concentration moyenne annuelle mesurée en SO₂ est faible. Les concentrations sont inférieures à 5 µg/m³, limite de sensibilité des analyseurs (d'après AIRAQ). Ceci est une tendance générale observée par AIRAQ, depuis plusieurs années, comme l'illustre la figure ci-dessous qui présente les concentrations moyennes annuelles relevées en SO₂ par AIRAQ au niveau de trois zones industrielles de la région Aquitaine : Lacq, Ambès, et Tartas. La zone industrielle d'Ambès est celle où globalement, les niveaux sont les plus faibles.

Figure 10 : Evolution des concentrations moyennes annuelles relevées en SO₂ sur les zones industrielles de la zone AIRAQ entre 1999 et 2008



Les données AIRAQ relevées aux stations ont pu être directement comparées aux concentrations simulées dans la mesure où ces dernières représentent les concentrations moyennes annuelles de l'année 2006 (la quantification des émissions ayant porté sur l'année 2006).

8.2.2.2 Campagne de mesures de SO₂ de BURGEAP

Préalablement à la réalisation de la présente étude, BURGEAP a mené une campagne de mesures temporaire en SO₂ sur la zone. Les mesures ont été réalisées au moyen de tubes passifs, du 17 décembre 2009 au 15 janvier 2010.

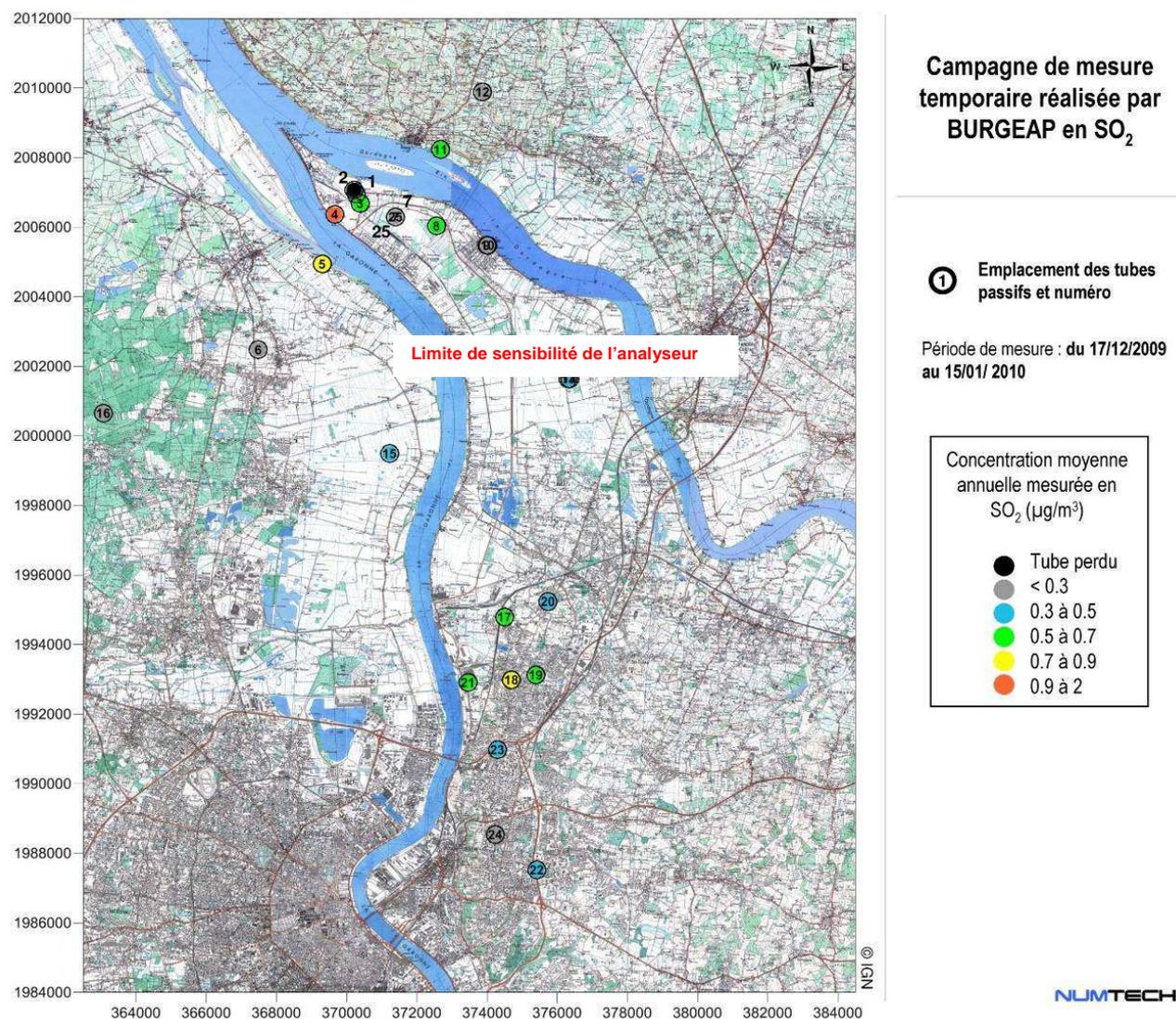
La méthodologie de prélèvement ainsi que les fiches de prélèvements sont présentés en annexe 5.

Comme pour les moyennes annuelles présentées précédemment, les concentrations relevées sont très faibles. Sur les 25 tubes mis en place, 8 ont mesuré une concentration inférieure au seuil de détection (0,3 µg/m³), 15 ont mesuré une concentration inférieure à 1 µg/m³, et un seul a mesuré une concentration supérieure à 1 µg/m³ (1,7 µg/m³, mesuré à proximité du site Cofrblack). Enfin, un tube a été perdu.

Il faut par ailleurs garder à l'esprit que l'incertitude sur ce type de mesure est significative, notamment pour des valeurs aussi faibles et proches du seuil de détection.

Les résultats sont présentés sur la figure en page suivante.

Figure 11 : Résultats de la campagne de mesures en SO₂ réalisée par BURGEAP du 17 décembre 2009 au 15 janvier 2010



A noter qu'à titre indicatif, les concentrations relevées par les tubes ont été comparées aux relevés effectués par les capteurs AIRAQ les plus proches, sur la période. Les niveaux sont présentés dans le tableau suivant.

Tableau 16 : Comparaison des concentrations relevées par les stations AIRAQ et par les tubes sur la période de mesure

Station	Concentration moyenne relevée par le capteur sur la période (µg/m ³)	Concentration relevée par le tube le plus proche (µg/m ³)	Distance entre le tube et la station
Ambès	1.9	< 0.3	375 m
Bassens	4.6	0.7	60 m
Bordeaux Grand Parc	0.8	Pas de tube à proximité	

Aucune comparaison directe n'est possible avec les stations automatiques de Saint Gervais, Bastide et Floirac, pour lesquelles la mesure en SO₂ a été arrêtée respectivement en janvier 2009, janvier 2009 et janvier 2010, suite aux concentrations très faibles relevées.

Cette comparaison montre que les deux stations AIRAQ ont mesuré des concentrations plus élevées que les tubes passifs sur la période considérée. Toutefois, étant donné les faibles niveaux mesurés (toujours de l'ordre des seuils de détections des appareils de mesure), ce résultat ne présente pas d'incohérence. De plus, il est fréquent d'observer des écarts de quelques µg/m³ entre une mesure par analyseur et la même mesure par tube passif.

Les données issues de cette campagne de mesure n'ont pu être utilisées qu'à titre indicatif, puisqu'elles portent sur la fin d'année 2009 et le début 2010, alors que la quantification des émissions ne concerne pas spécifiquement cette période.

8.2.3 Analyse préliminaire concernant les émissions de SO₂

Les données d'émission modélisées pour le SO₂ sur l'année 2006 sont synthétisées ci-dessous :

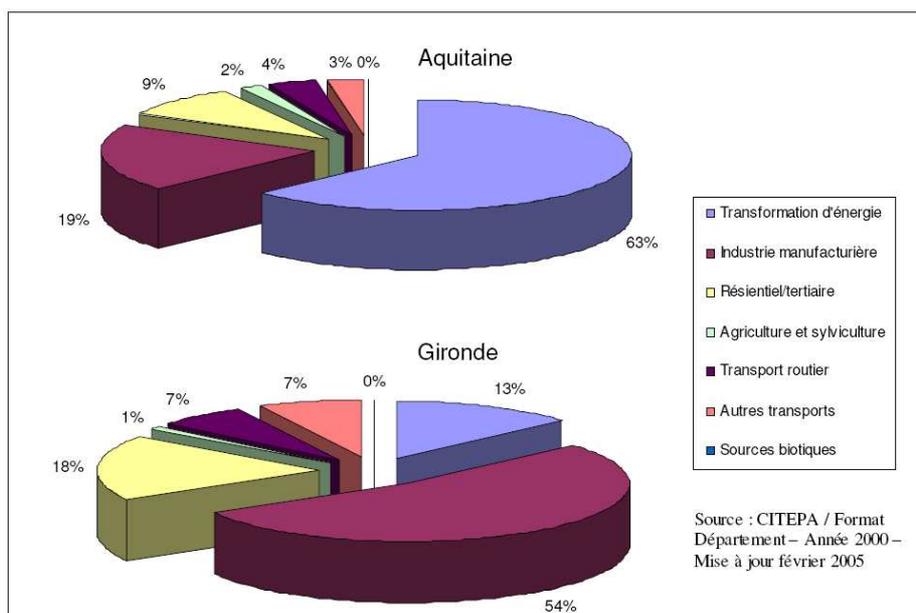
Tableau 17 : Détail des émissions de SO₂ pour l'année 2006 (kg/an)

Industriel	Emission SO ₂ (kg/an)	Nombre d'émissaires	Contribution relative de chacun des sites (%)
Cerexagri	18 052	2	0.7%
Cofrblack	1 993 000	6	75.2%
DPA Bayonne	20 400	1	0.8%
Michelin	611 593	3	23.1%
Sethelec	156	1	0.01%
SIAP	5 023	1	0.2%
Soval Prociner	49.2	1	< 0.01%
Enrobé de Gironde	1582	1	0.06%
Union in vivo	43.7	1	< 0.01%
UIOM Cenon	781	1	0.03%

L'essentiel de l'émission de SO₂ pour l'année 2006 provient de l'industriel Cofrblack, puis dans une moindre mesure de Michelin. Les autres industries représentent moins de 2% de l'émission.

Il est important de rappeler que seules les émissions du secteur industriel sont modélisées ici. Celles-ci représentent la majorité des émissions du SO₂, mais pas la globalité. A titre indicatif, les graphes ci-dessous, issus de données du CITEPA, présentent la répartition des secteurs émetteurs de SO₂ en région Aquitaine, et dans le département de la Gironde.

Figure 12 : Emissions sectorielles du SO₂ pour l'année 2000 en Aquitaine et en Gironde (CITEPA)



En Gironde, pour l'année 2000, le secteur industriel (« Transformation d'énergie » et « Industrie manufacturière »), correspondant aux types d'émission modélisées dans le cadre de cette étude, représentent 67% des émissions. Cela implique que 33% des émissions de SO₂ proviennent d'autres secteurs sur le département (non modélisés dans l'étude). A titre indicatif, toujours selon les données du CITEPA, l'émission de SO₂ en 2000 sur le département était de 7 623 tonnes, soit une part de l'industrie de 5 107 tonnes (67%). L'émission totale modélisée dans le cadre de cette étude (pour l'année 2006) est de 2 650 tonnes.

8.2.4 Résultats de la comparaison modèle / mesures pour le SO₂

Les concentrations en dioxyde de soufre ont été simulées pour deux périodes météorologiques :

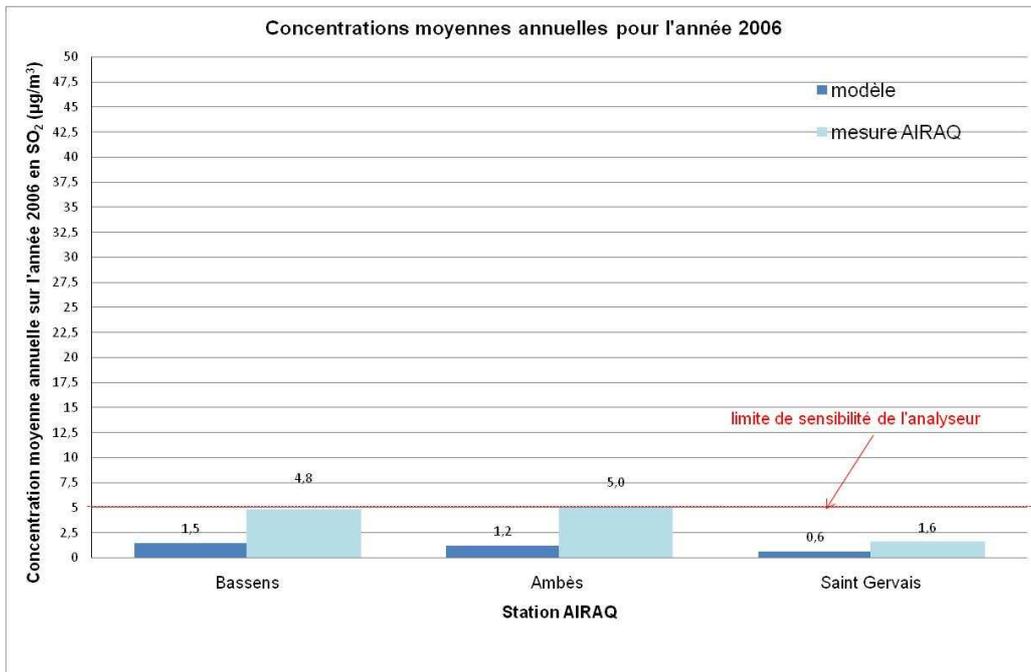
- l'année 2006, afin de comparer les moyennes annuelles correspondant aux mesures des stations fixes du réseau AIRAQ,
- la période du 17 décembre 2009 au 15 janvier 2010, afin de comparer les moyennes correspondant aux mesures par tubes passifs réalisées au cours de la campagne BURGEAP.

Pour chaque période, les données météorologiques correspondantes ont été utilisées en entrée du modèle.

Les résultats présentés ci-dessous correspondent aux résultats finaux obtenus après calage du modèle. Ces résultats sont présentés pour les deux périodes météorologiques.

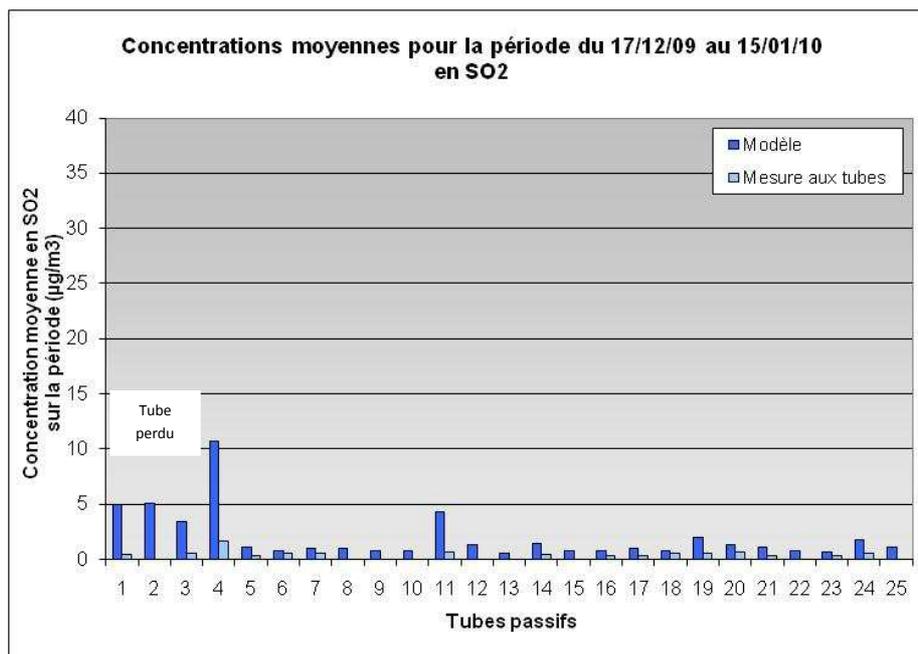
L'objectif de qualité de 20 µg/m³ en moyenne journalière a été reporté sur chaque graphe en rouge à titre informatif.

Figure 13 : Concentrations moyennes annuelles simulées et mesurées en SO₂ pour l'année 2006 aux stations AIRAQ



L'ordre de grandeur des mesures est correctement restitué par le modèle au niveau des capteurs AIRAQ pour l'année 2006, année sur laquelle porte la quantification des émissions. Pour les trois capteurs, les concentrations simulées et mesurées sont inférieures à 5 µg/m³. Les concentrations simulées sont inférieures aux valeurs mesurées, de 1 à 3,8 µg/m³. Ceci constitue un écart que l'on peut expliquer puisque comme on l'a vu précédemment, la totalité des sources émettrices n'est pas prise en compte dans la modélisation (en 2000, environ un tiers des émissions de SO₂ provenait de sources autres qu'industrielles sur la région), et par ailleurs, le fond, bien que minime pour ce composé, n'est pas nul, et peut être de l'ordre du microgramme par m³.

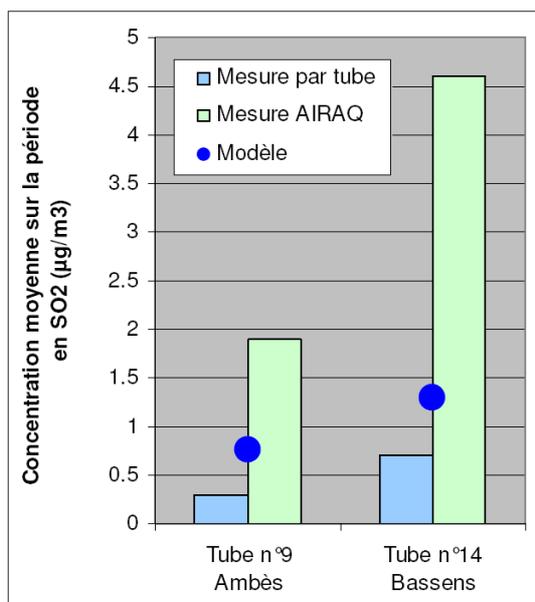
Figure 14 : Concentrations moyennes mesurées et simulées en SO₂ durant la campagne de mesure



La tendance est différente entre modèle et mesure lorsque l'on considère la campagne par tube passif réalisée par BURGEAP. Les concentrations simulées sont systématiquement supérieures aux valeurs relevées par les tubes. On a en effet vu précédemment que ces mesures étaient faibles, et inférieures aux concentrations relevées par les stations fixes AIRAQ.

A noter que les concentrations simulées se trouvent comprises entre la mesure par tube et la mesure au capteur pour les deux points – Bassens et Ambès – pour lesquels la comparaison est possible, comme illustré figure ci-dessous.

Figure 15 : Concentrations moyennes mesurées et simulées en SO₂ au niveau des capteurs AIRAQ au cours de la campagne BURGEAP (source NUMTECH)



L'écart le plus significatif est observé pour les tubes passifs localisés au plus près des sources, sur la zone industrielle même d'Ambès (tubes n°1 à 4). Ces sites se trouvent à proximité directe du contributeur principal aux émissions de SO₂, Cofrablack. On rappelle toutefois que la modélisation est basée sur des émissions quantifiées pour l'année 2006, alors que la période de mesure porte sur fin 2009 – début 2010. BURGEAP a par ailleurs pu se rapprocher de l'industriel Cofrablack, qui a indiqué qu'au cours de la période de mesure, une des deux chaînes de production avait été arrêtée durant une semaine et demie, ce qui implique que les émissions de 2006 considérées pour la modélisation de cette période sont majorantes. Enfin, le tube n°4, où l'écart entre modèle et mesure est le plus élevé, se situe dans une zone de fort gradient de concentration : dans un rayon de 100 mètres autour du point de calcul, les concentrations simulées varient de 4.5 à 12 µg/m³. La mesure relevée par le tube (1.7 µg/m³) est ainsi simulée à 175 mètres du point de calcul. Finalement, il s'est avéré assez difficile d'exploiter les résultats de cette comparaison, dans la mesure où les émissions considérées dans le modèle ne correspondent pas à la période de mesure, et étant donné les faibles niveaux mesurés.

8.2.5 Comparaison modèle / mesure sur d'autres composés

A titre indicatif, une comparaison modèle / mesure a également été réalisée pour d'autres composés pour lesquels des données étaient disponibles. Pour cela, les campagnes de mesure réalisées par AIRAQ dans le passé sur la zone ont été exploitées. Pour ces différents composés, autres que le SO₂ (le SO₂ n'étant pas une problématique sur le secteur, ces campagnes n'en intégraient pas la mesure), il est attendu que les concentrations simulées soient assez nettement différentes des valeurs mesurées (contribution d'autres sources et/ou incertitude plus élevée sur la quantification des termes sources). A noter que pour ces comparaisons, les données météorologiques utilisées dans le modèle correspondent toujours à la période de mesure.

8.2.5.1 Oxydes d'azote

Le NO₂ est mesuré de façon automatique par les stations AIRAQ d'Ambès et de Bassens, ainsi que par plusieurs stations de Bordeaux. Les concentrations moyennes annuelles relevées sur l'année 2006 sont présentées dans le tableau ci-dessous, accompagnées de la contribution des zones industrielles d'Ambès et de Bassens simulées par le modèle.

Tableau 18 : Concentrations moyennes annuelles mesurées et simulées en 2006 en NO_x (µg/m³)

Capteur AIRAQ		Mesure AIRAQ (NO ₂ - µg/m ³)	Contribution simulée des ZI Ambès et Bassens (NO _x - µg/m ³)
Zones industrielles	Ambès	14.1	0.75
	Bassens	21.9	0.89
Bordeaux	Grand Parc	24.9	0.65
	Talence	22.4	0.45
	Bastide	32	0.61
	Floirac	17.5	0.53
	Gambetta	43	0.55
	Mérignac	36.3	0.38

Les concentrations simulées par le modèle sont logiquement nettement inférieures aux valeurs mesurées. En effet pour cette substance, la part du secteur routier est très majoritaire.

8.2.5.2 Particules

Mesures permanentes

Les particules PM₁₀ sont mesurées par la station automatique de Bassens, ainsi que par plusieurs stations de Bordeaux. Les concentrations moyennes annuelles relevées sur l'année 2006 sur présentées dans le tableau cidessous, accompagnées de la contribution des zones industrielles d'Ambès et de Bassens simulées par le modèle.

Tableau 19 : Concentrations moyennes annuelles mesurées et simulées en 2006 en PM₁₀ (µg/m³)

Capteur AIRAQ		Mesure AIRAQ (µg/m ³)	Contribution simulée des ZI Ambès et Bassens (µg/m ³)
Zones industrielles	Bassens	20	0.14
Bordeaux	Grand Parc	20	0.045
	Talence	27	0.020
	Bastide	19	0.040
	Floirac	23	0.022
	Gambetta	33	0.032
	Mérignac	22	0.014

Comme pour les NO_x, les concentrations simulées en particules sont nettement inférieures aux mesures, en raison d'un certain nombre de sources non modélisées (trafic routier, agriculture, résidentiel...), et d'un fond naturel toujours important pour ce composé. Les niveaux en PM₁₀ sont en effets toujours significatifs, même en milieu rural.

Campagnes temporaires

Une campagne temporaire de mesure de PM a été réalisée en 2006 par AIRAQ au niveau de Bassens¹. Celle-ci a été menée sur 6 semaines, du 20/11/06 au 04/01/07, en deux points : la station automatique de Bassens, et un laboratoire mobile installé sur la zone industrielle de Bassens.

Cette étude avait notamment permis à AIRAQ d'estimer le niveau de fond en PM₁₀ à 20 µg/m³.

Les concentrations simulées et mesurées sur la période de la campagne de mesure sont reportées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 20 : Concentrations moyennes annuelles mesurées et simulées en PM10 (µg/m³)

Moyenne du 20/11/06 au 04/01/07	Mesure à Bassens (µg/m ³)	Contribution simulée des ZI Ambès et Bassens (µg/m ³)
PM ₁₀	24	0.3
PM _{2,5}	18	0.28

On retrouve sur cette campagne un écart modèle-mesure similaire à celui observé au niveau des stations fixes. Le fond (estimé à environ 20 µg/m³ en PM₁₀ par AIRAQ) et les sources émettrices non modélisées expliquent ces différences.

8.2.5.3 Métaux lourds

Une campagne de mesure temporaire des métaux lourds (surveiller dans le cadre de la qualité de l'air) a été réalisée en 2009 par AIRAQ au niveau de Bassens². Elle a été menée sur 11 semaines réparties sur l'année 2009, au niveau de la station automatique de Bassens. Les concentrations simulées et mesurées sur la période de mesure sont présentées ci-dessous.

Tableau 21 : Concentrations moyennes annuelles mesurées et simulées en métaux (µg/m³)

Moyenne sur 11 semaines de 2009	Mesures à Bassens (ng/m ³)	Contribution simulée des ZI Ambès et Bassens (ng/m ³)
Cadmium	0,13	0,02
Nickel	3,2	0,017
Plomb	7,3	0,039
Arsenic	0,68	0,04

A nouveau, les concentrations simulées sont nettement inférieures aux mesures. Outre les secteurs d'émission non modélisés (routier notamment), il faut noter ici également la période de mesure qui porte sur 2009, alors que les données simulées se basent majoritairement sur des émissions quantifiées pour l'année 2006. De plus, les flux simulés sont des flux moyens annuels ne prenant pas en considération des variations observées à la source.

¹ AIRAQ – Comparaison des niveaux en PM10 et PM2,5 sur la commune de Bassens (33) - Rapport ET/MM/07/06

² AIRAQ – Evaluation préliminaire des niveaux de métaux lourds sur l'Aquitaine : 2ème année Bassens (33) – Boucau (64) – Lacq (64) – Rapport ET/ML/10/01

8.2.5.4 Composés Organiques Volatils

Une campagne de mesure temporaire a été réalisée par AIRAQ en été 2005 puis en hiver 2006 sur les COV, au niveau de Bassens¹. Elle a été réalisée à l'aide du laboratoire mobile d'AIRAQ, localisé au niveau de la zone industrielle de Bassens, du 05/08/05 au 09/09/05 puis du 03/02/06 au 14/03/06. Les concentrations simulées et mesurées sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau 22 : Concentrations moyennes annuelles mesurées et simulées en COV ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Moyenne sur 1 mois en 2005 et 1 mois en 2006	Mesure à Bassens ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Contribution simulée des ZI Ambès et Bassens ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
	Eté 2005	Hiver 2006	Eté 2005	Hiver 2006
Benzène	1.5	0.43	0.022	0.038
Ethylbenzène	1.1	0.36	0.0028	0.011
Toluène	11	8.27	16.4	8.1
Hexane	1.2	2.23	9.8	11.5

A noter que pour la campagne été, les émissions ne coïncident pas (mesure sur 2005, simulations basées sur des concentrations quantifiées pour 2006).

Pour les composés présentés ici, les différences observées entre modèle et mesure peuvent s'expliquer à nouveau par la présence d'autres secteurs émetteurs (ex : trafic routier pour le benzène), d'un niveau de fond non nul (cas toujours du benzène), ainsi que par la complexité d'estimation du terme source (dans le cas des rejets diffus). On constate notamment que pour deux composés (le toluène et l'hexane), les concentrations simulées sont similaires aux mesures, voire supérieures.

8.2.6 Calage du modèle

Après calage du modèle de dispersion, les résultats simulés en SO_2 ont été comparés aux mesures disponibles sur la zone, et ont montré que l'ordre de grandeur de la mesure était bien restitué par le modèle (moyennes annuelles inférieures à $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Toutefois, étant donné les faibles niveaux considérés (la valeur $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ correspond au seuil de sensibilité des analyseurs), la quantification de l'incertitude propre aux résultats du modèle a été difficile à réaliser. Pour tout de même apporter des éléments de réponse à cette question, des données plus générales, issues de la littérature ou d'études similaires réalisées sur d'autres zones industrielles françaises ont été exploitées. Elles montrent que globalement, il est possible de retenir une incertitude de l'ordre de 20% sur les concentrations moyennes annuelles simulées lorsque le terme source est bien connu. Cette incertitude peut toutefois devenir plus importante dans le cas d'émissions diffuses, plus difficiles à quantifier. La zone étudiée ici ne présentant pas de complexité topographique globalement ou météorologique particulière, il nous semble raisonnable de retenir cette valeur seuil. Ce pourcentage quantifie l'incertitude propre aux performances du modèle de dispersion. Il est important de garder à l'esprit le fait que les écarts modèle / mesure peuvent être plus élevés en raison du niveau de fond en certaines substances.

¹ AIRAQ - Etude exploratoire des COV en période hivernale et évaluation de la qualité de l'air sur la commune de Bassens (33)
– Rapport ET/MM/07/03

Ce qu'il faut retenir

Météorologie :

Bonne restitution des conditions météorologiques de la zone

Dispersion des composés :

Utilisation d'un modèle de trajectoire à dispersion gaussienne

Résultats du calage :

La comparaison modèle-mesure réalisée sur le SO₂ montre que l'ordre de grandeur des concentrations mesurées est bien restitué, notamment au niveau des stations fixes AIRAQ.

Les concentrations mesurées et simulées sont très faibles, le plus souvent inférieures à 5 µg/m³. Toutefois, étant donné ces faibles valeurs considérées (les mesures sont de l'ordre de grandeur des limites de détection des appareils), il est difficile de quantifier l'incertitude relative aux résultats du modèle à partir de cette seule comparaison modèle / mesure réalisée sur le SO₂.

Phase 3 : 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.

Les calculs de risques seront effectués pour les expositions par inhalation, ingestion de sol et d'aliments produits localement.

Cette phase se décompose en 2 étapes :

- l'estimation de l'exposition des populations,
- la caractérisation des risques.

9 Estimation des niveaux d'exposition

9.1 Description de la population de la zone

À partir des données INSEE (recensement de la population en 1999), une description de la population riveraine de la zone d'étude a été réalisée en termes d'effectif total, de répartition par tranche d'âge et par sexe.

La population totale de la zone d'étude est d'environ 700 000 habitants et concerne 91 communes.

Les communes potentiellement principalement impactées sont **Ambès, St-Louis-de-Montferrand, Saint-Vincent-de-Paul, Ambarès-et-Lagrave, Bassens, Carbon-Blanc, Lormont, Cenon et Artigues-Près-Bordeaux**. L'effectif total de la population de ces neuf communes est de 79 145 habitants. L'analyse des données démographiques montre que l'environnement du site, est de type périurbain, densément peuplé avec une densité¹ d'environ 702 habitants au kilomètre carré, ou localement de type urbain (Carbon-Blanc, Cenon et Lormont) avec une densité supérieure à 1 500 habitants au kilomètre carré. La population est jeune et la répartition homme-femme au sein des différentes communes est homogène. La quasi-totalité de la population réside toute l'année sur le domaine d'étude.

9.2 Localisation des récepteurs

Nous avons intégré dans le modèle de dispersion des points spécifiques appelés "récepteurs". Ces "récepteurs" ont été placés sur le domaine d'étude, 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 :

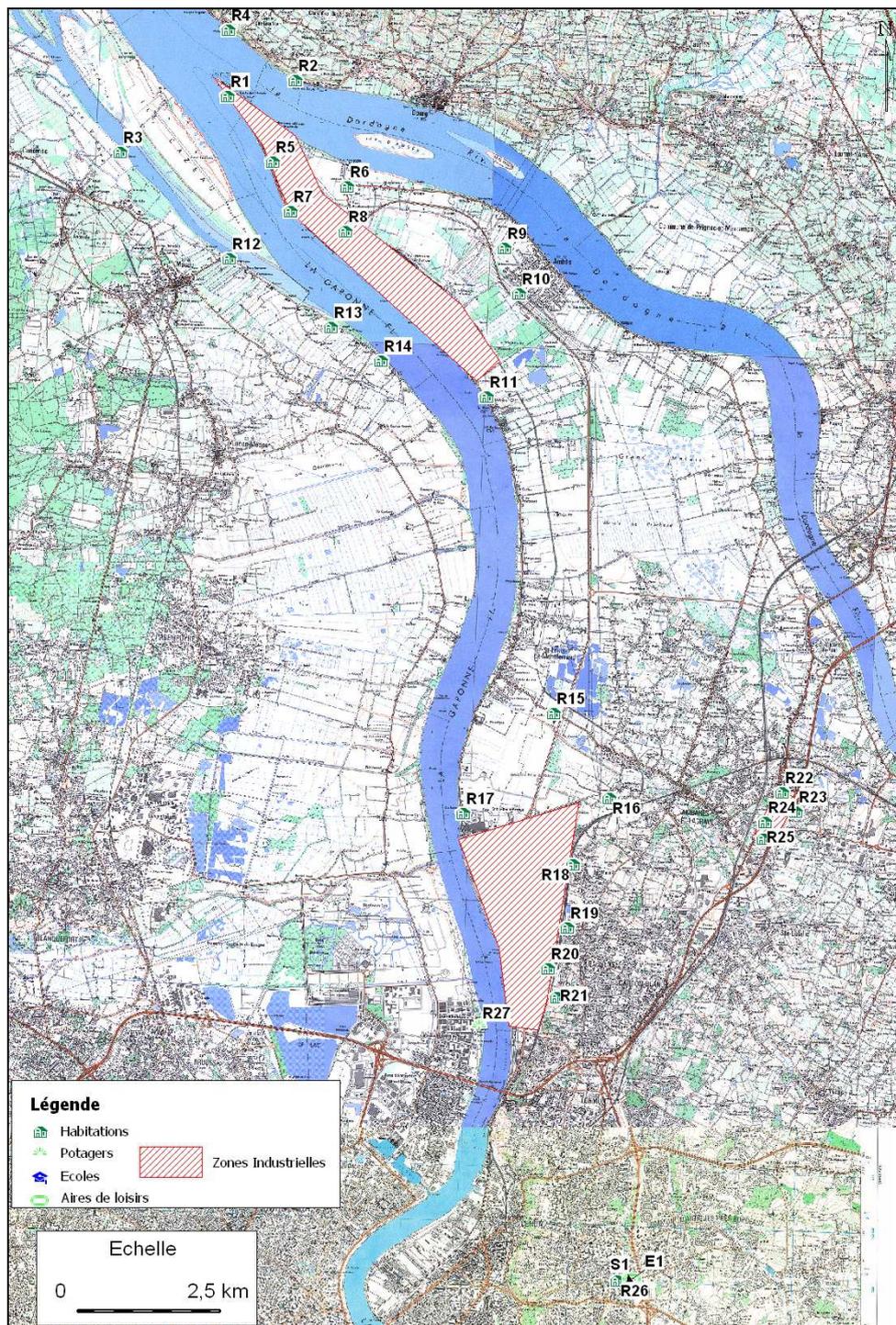
- la présence de populations sensibles (proximité de crèches / école / aire de jeux / centres médicaux) ;
- la proximité des sources d'émission ;
- la présence de jardins potagers et de zones de cultures ;
- la présence de petits élevages « familiaux » avicoles.

Ces récepteurs ont donc été définis à partir de vues satellitaires, et ont été retenus ceux situés à proximité immédiate des zones industrielles

¹ Densité moyenne sur les communes. La densité en centre-bourg est donc plus élevée

La carte ci-après présente les récepteurs retenus :

Figure 16 : Localisation des récepteurs retenus



Le tableau suivant récapitule les récepteurs retenus :

Tableau 23 : Récepteurs retenus pour l'étude

Type	Identification	N°	Commune
Habitation	A proximité EKA Chimie	R1	Ambès
Habitation	Quartier la Brangette	R2	Saint Seurin de Bourg
Habitation	A proximité EKA Chimie	R3	Macau
Habitation	Quartier la Reuille	R4	Bayon sur Gironde
Habitation	A proximité EKA Chimie - COBOGAL	R5	Ambès
Habitation	A proximité COFRABLACK	R6	Ambès
Habitation	A proximité COFRABLACK - COBOGAL	R7	Ambès
Habitation	A proximité SPBA	R8	Ambès
Habitation	A proximité CEREXAGRI	R9	Ambès
Habitation	Centre ville d'Ambès - A proximité CEREXAGRI	R10	Ambès
Habitation	A proximité EPG	R11	Ambès
Habitation	Quartier le Port	R12	Macau
Habitation	Château Lescale	R13	Macau
Habitation	Quartier Bolaire	R14	Macau
Habitation	Quartier La Motte	R15	Ambarès et Lagrave
Habitation	A proximité FORESA	R16	Ambarès et Lagrave
Habitation	A proximité DPA BASSENS	R17	Bassens
Habitation	A proximité MICHELIN SIMOREP	R18	Bassens
Habitation	A proximité CLEAN 33	R19	Bassens
Habitation	A proximité CEREXAGRI	R20	Bassens
Habitation	A proximité CEREXAGRI - SPBL Bassens	R21	Bassens
Habitation	A proximité SANOFI	R22	Ambarès et Lagrave
Habitation	A proximité SANOFI	R23	Ambarès et Lagrave
Habitation	A proximité SANOFI - SPBL Ambares	R24	Ambarès et Lagrave
Habitation	A proximité SPBL Ambares	R25	Ambarès et Lagrave
Habitation	A proximité UIOM de Cenon	R26	Cenon
Habitation	A l'est de la zone industrielle de Bassens	R27	Bordeaux
Ecole	Ecole Maternelle Jules Michelet	E1	Cenon
Stade	A proximité UIOM de Cenon	S1	Cenon

Il est à noter qu'un nouveau recensement a été établi par l'INSEE en 2006, l'évolution démographique peut donc avoir une influence les populations impactées par les émissions industrielles.

Sur les 9 communes prises en compte dans cette étude la population globale est passée de 79 145 habitants en 1999 à 84 306 en 2007, soit un évolution d'environ 6,5 %.

Ce qu'il faut retenir

*La population présente sur la presqu'île d'Ambès:
Type périurbain (702 hbts/km² en moyenne) à urbain (3 801 hbts/km² sur la commune de
Cenon et 2899 hbts/km² sur la commune de Lormont)
Répartition homme / femme homogène
95 % de résidences principales*

*Etablissements Recevant du Public sur la presqu'île d'Ambès :
9 crèches
32 écoles maternelles et primaires
16 maisons de retraite*

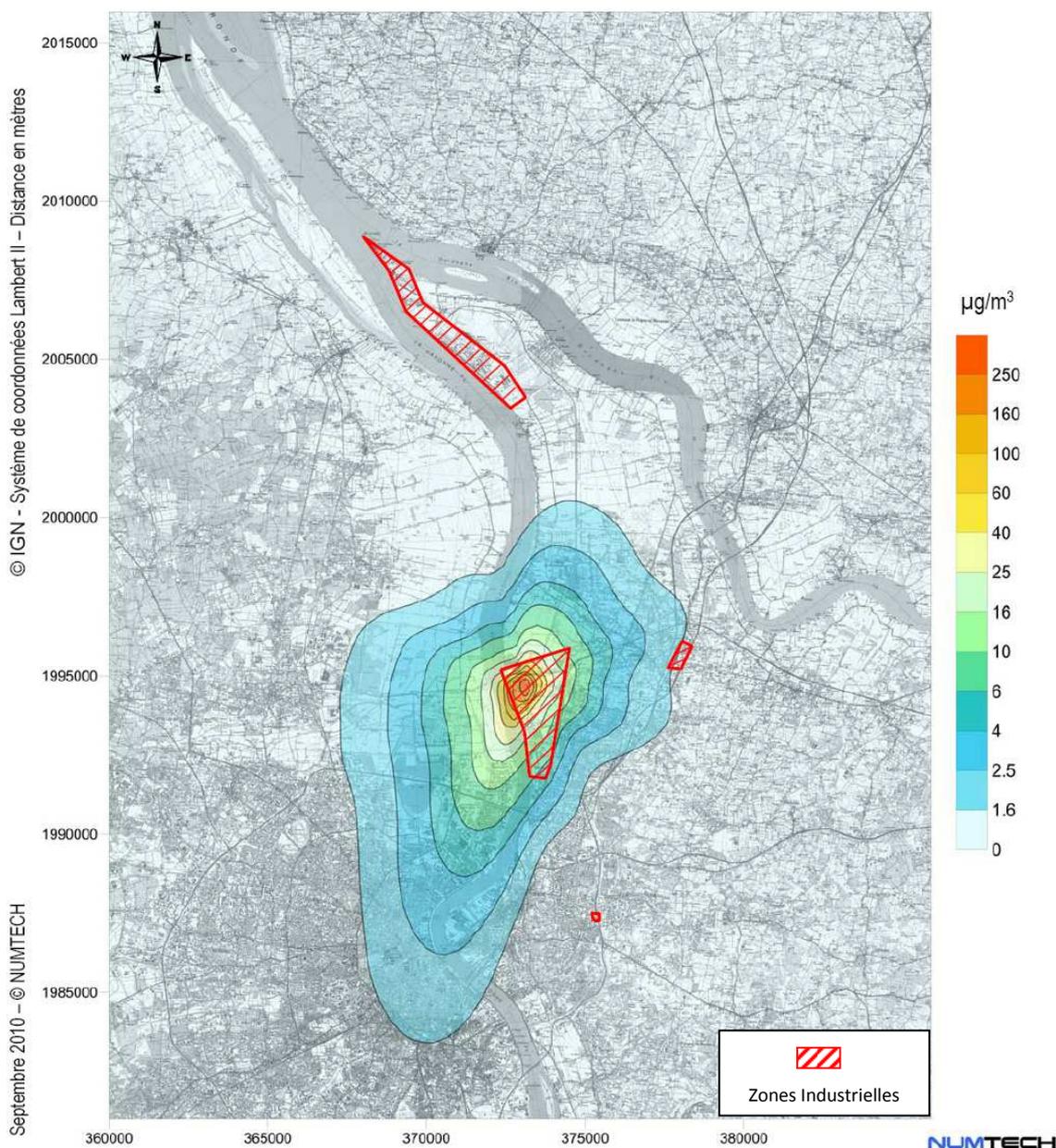
Il n'a pas été considéré de paramètres d'exposition différents selon les types de récepteurs

9.3 Résultats de la modélisation

Tous les résultats de la modélisation, concentrations et dépôts, en moyenne annuelle, aux récepteurs ainsi que les cartes de modélisation sont présentés en annexe 6.

A titre d'exemple, la figure suivante présente la carte de modélisation obtenue pour l'hexane.

Figure 17 : Carte de concentration en moyenne annuelle pour l'hexane ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



D'une manière générale, pour l'ensemble des composés, 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 mêmes.

9.4 Concentrations environnementales pour l'éthanol

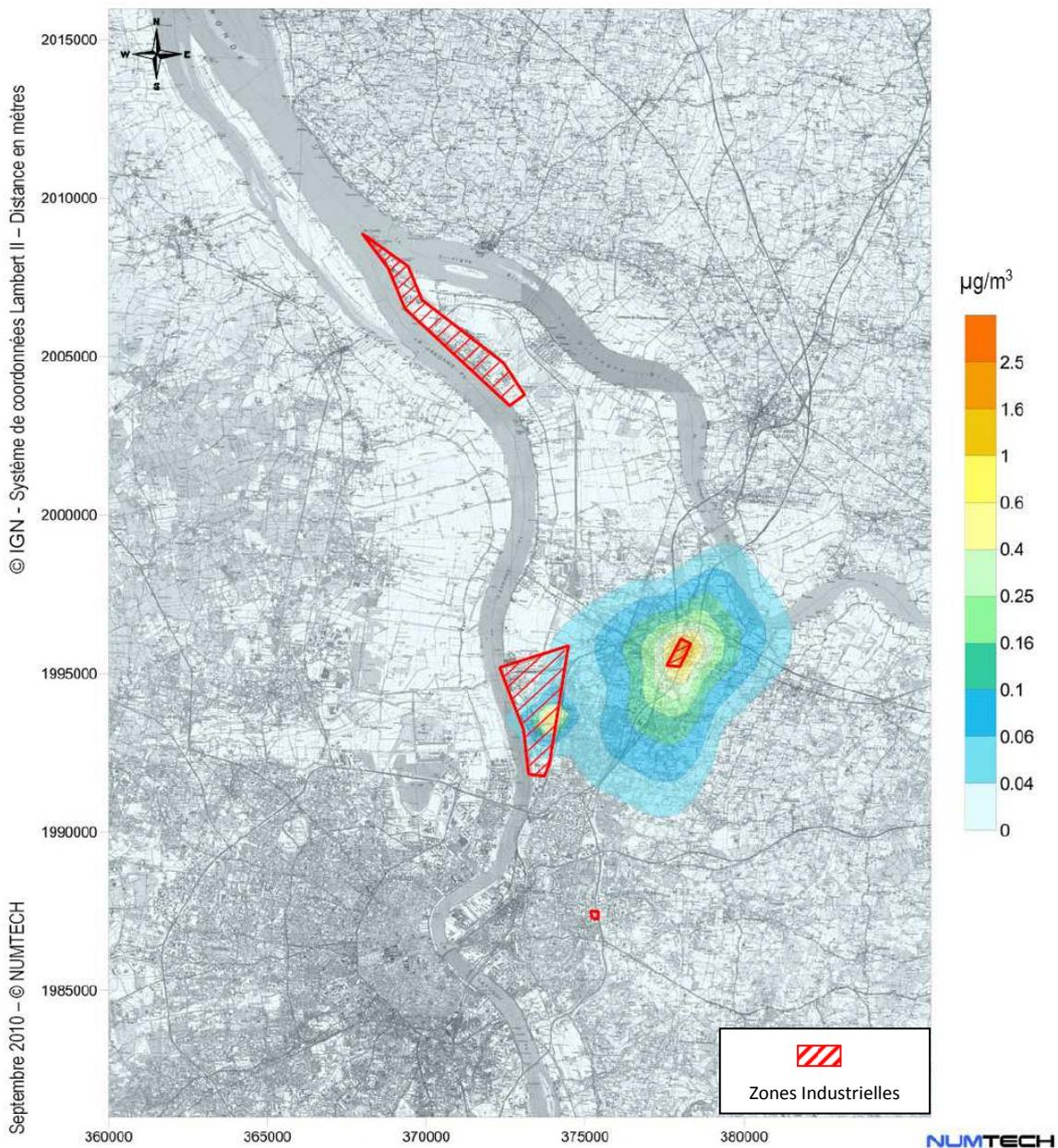
L'éthanol a été conservé en tant que « traceur de pollution » dans cette étude.

Bien qu'il apparaisse, selon une étude de l'Anses, qu'aucun risque chronique pour la santé spécifiquement lié à une exposition professionnelle par inhalation ou par contact cutané d'éthanol n'a été mis en évidence, une surveillance particulière doit être appliquée.

Par conséquent, **l'éthanol** étant émis de façon significative par un des industriels, il a été décidé de le conserver comme « **traceur de pollution** », afin de déterminer sa concentration environnementale.

La figure suivante présente les concentrations environnementales en éthanol sur le domaine d'étude.

Figure 18 : Carte de concentration en moyenne annuelle pour l'éthanol ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



9.5 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 composés atmosphériques, dans la perspective d'une cessation ou d'une réduction de l'exposition aux composés qui nuisent certainement ou probablement à la santé ou au bien-être. Ces valeurs guides correspondent à des niveaux de composés au-dessous desquels l'exposition (à vie ou pendant une période donnée) ne représente pas de risque important pour la santé publique »²⁶. 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 composés, 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 récapitule les valeurs guides pour les substances retenues :

Tableau 24 : Valeur Guide

Substance	Valeur	Source
Pour l'inhalation – Exposition chronique		
Particules (PM 2,5)	VG = 10 µg/m³	OMS (2005)
Particules (PM 10)	VG = 20 µg/m³	OMS (2005)
Dioxyde d'azote (10102-44-0)	VG = 40 µg/m³	OMS (2005)
Dioxyde de soufre (7446-09-05)	20 µg/m³ en moyenne journalière	OMS (2005)
Plomb (Pb)	VG = 0,5 µg/m³	OMS (2000)
Vanadium (V)	VG = 1 µg/m³	OMS (2000)

²⁶ WHO. Air Quality Guidelines. Second edition WHO Regional Publications, European Series, No. 91.2000, 273 pages.

Les concentrations environnementales modélisées au niveau des récepteurs pour ces substances sont récapitulées dans le tableau suivant :

Tableau 25 : Concentrations environnementales modélisées - moyenne annuelle

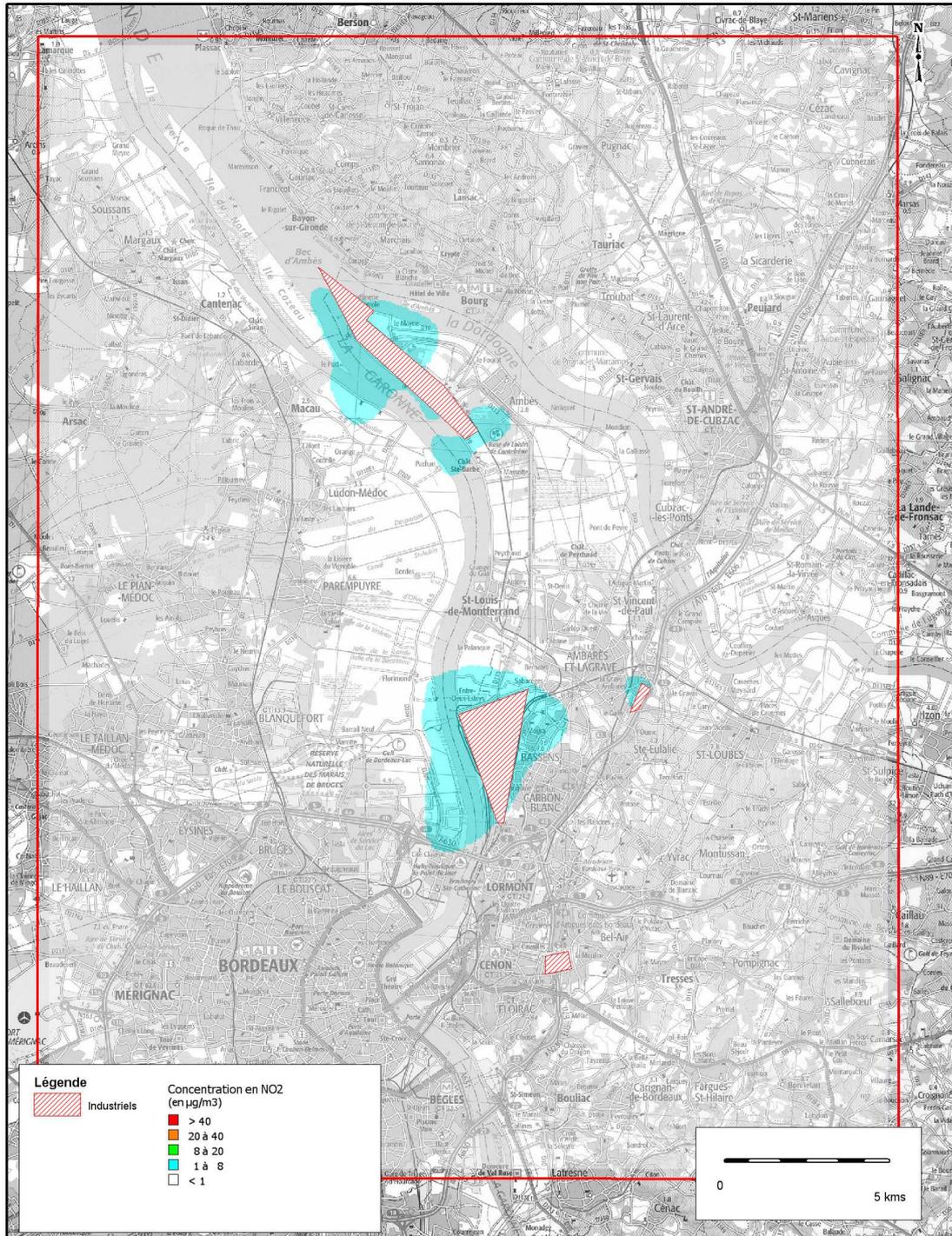
Récepteurs	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	PM _{2.5}	PM ₁₀	NO ₂	SO ₂	Plomb	Vanadium
R1	0,04	0,04	0,9	2,9	1,8E-06	8,3E-07
R2	0,04	0,04	0,7	2,2	1,7E-06	7,9E-07
R3	0,03	0,03	0,5	1,5	2,0E-06	9,5E-07
R4	0,03	0,03	0,5	1,6	1,6E-06	7,5E-07
R5	0,06	0,06	2,1	7,6	2,0E-06	9,2E-07
R6	0,08	0,08	2,8	9,6	2,0E-06	9,6E-07
R7	0,07	0,07	2,1	7,5	2,1E-06	1,0E-06
R8	0,09	0,09	1,6	4,7	2,2E-06	1,0E-06
R9	0,08	0,09	0,8	1,6	2,7E-06	1,3E-06
R10	0,13	0,14	0,9	1,3	3,0E-06	1,4E-06
R11	0,19	0,19	1,1	1,0	3,4E-06	1,6E-06
R12	0,04	0,04	0,8	2,3	2,4E-06	1,1E-06
R13	0,06	0,07	1,0	2,8	2,7E-06	1,2E-06
R14	0,08	0,08	0,8	1,7	2,8E-06	1,3E-06
R15	0,05	0,07	0,8	1,0	1,2E-05	5,1E-06
R16	0,06	0,08	1,0	1,3	1,8E-05	7,7E-06
R17	0,10	0,19	1,3	1,5	2,0E-05	8,2E-06
R18	0,17	0,20	2,7	3,9	4,4E-05	1,4E-05
R19	0,18	0,21	1,4	1,9	9,5E-05	4,4E-05
R20	0,68	0,71	1,4	1,7	6,4E-05	2,9E-05
R21	0,20	0,21	1,1	1,6	3,5E-05	1,6E-05
R27	0,25	0,30	1,2	1,2	3,3E-05	1,6E-05
R22	0,03	0,03	1,5	0,8	9,9E-06	4,4E-06
R23	0,02	0,03	1,0	0,8	1,0E-05	4,5E-06
R24	0,03	0,03	0,9	0,8	1,1E-05	5,0E-06
R25	0,03	0,03	0,9	0,8	1,2E-05	5,3E-06
E1	0,02	0,02	0,5	0,8	7,9E-06	3,7E-06
R26	0,02	0,02	0,5	0,8	7,3E-06	3,2E-06
S1	0,02	0,02	0,5	0,7	1,1E-05	6,2E-06

Ce tableau permet d'identifier **qu'aucun dépassement n'est observé** au niveau des récepteurs retenus pour les particules, le NO₂, le SO₂, le plomb et le vanadium.

Du fait de l'étendue de la zone, l'ensemble des résultats relatifs à ces substances sont analysés et cartographiés avec les figures suivantes.

Cas des NO_x

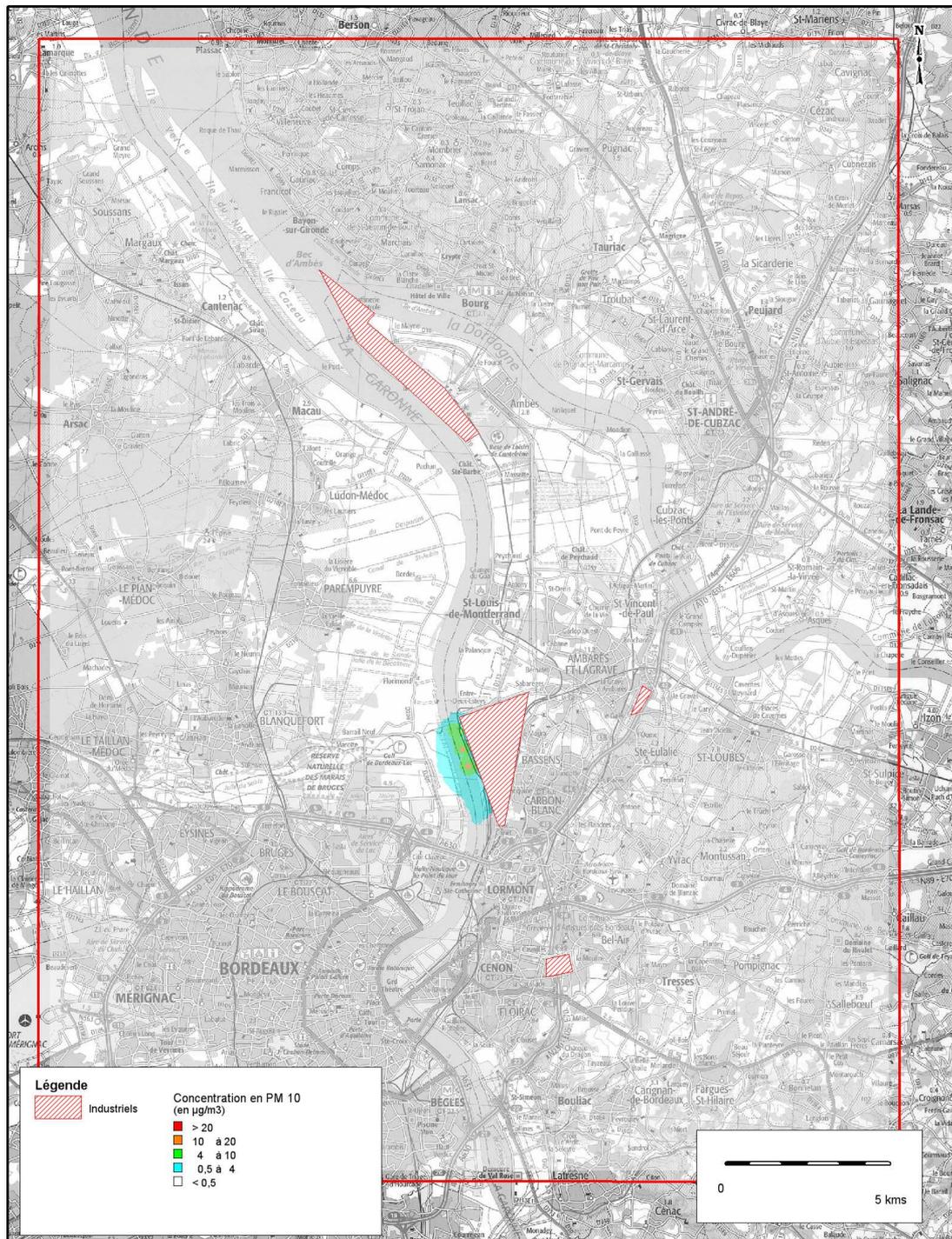
Figure 19 : Cartes des concentrations en NO_x sur le domaine d'étude ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



D'après cette cartographie des concentrations en NO_x sur le domaine d'étude, nous observons qu'il n'y a aucun dépassement de la valeur repère de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Il est à noter qu'une station de mesure de fond urbain mesure des concentrations comprises entre 20 et $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Cas des PM10

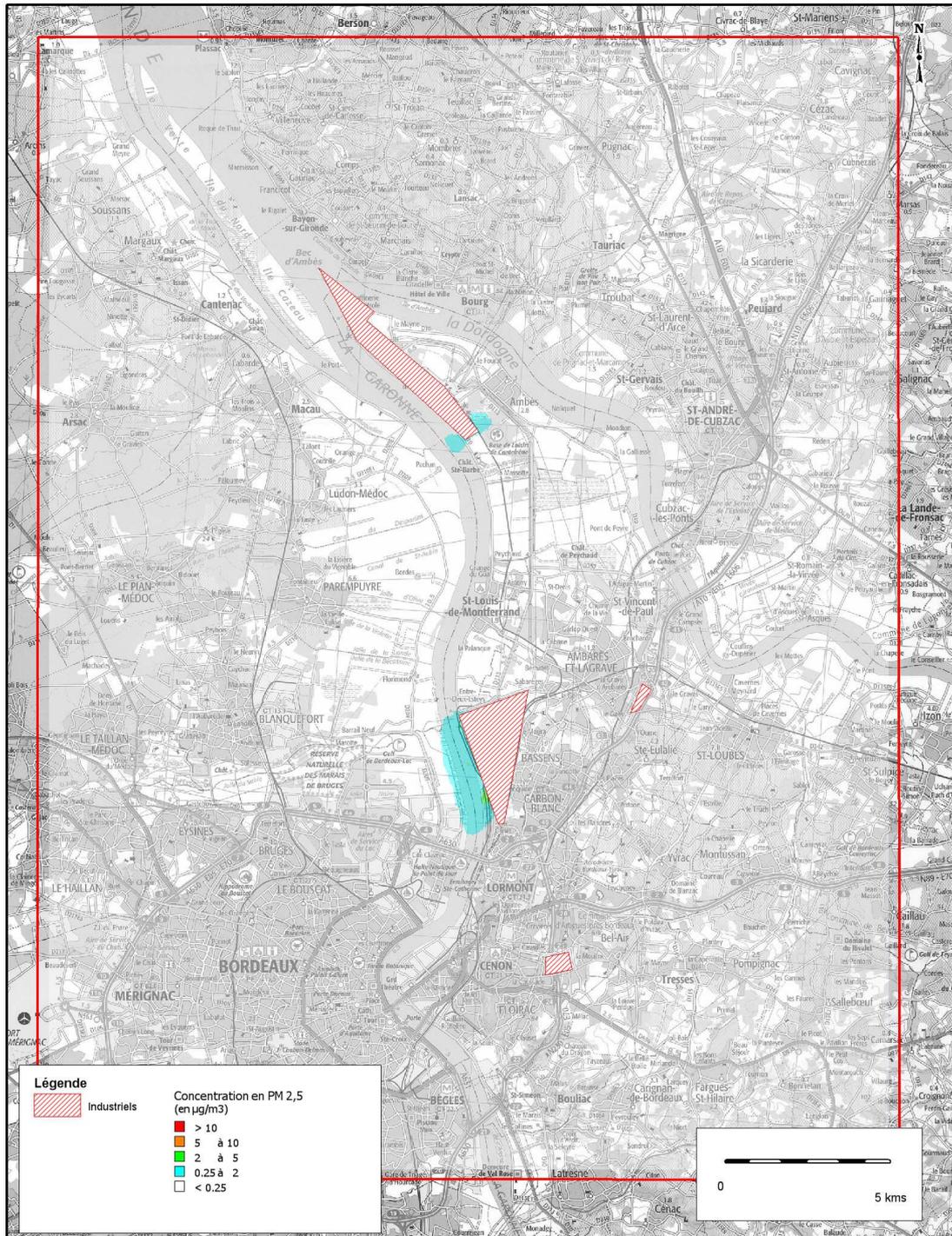
Figure 20 : Cartes des concentrations en particules PM 10 sur le domaine d'étude ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



D'après cette cartographie des concentrations en PM 10 sur le domaine d'étude, nous observons qu'il n'y a aucun dépassement de la valeur repère de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentration maximale hors site est proche de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et se situe au niveau de la Garonne.

Cas des PM2,5

Figure 21 : Cartes des concentrations en particules PM 2.5 sur le domaine d'étude ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



D'après cette cartographie des concentrations en PM 2.5 sur le domaine d'étude, nous observons qu'il n'y a aucun dépassement de la valeur repère de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La concentration maximale hors site est inférieure à $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et se situe dans la Garonne.

Cas du plomb et du vanadium

Pour le plomb, sur le domaine d'étude, aucun dépassement de la valeur repère de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ n'est observé. La concentration maximale hors site est inférieure à $0,012 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pour le vanadium, sur le domaine d'étude, aucun dépassement de la valeur repère de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (n'est observé. La concentration maximale hors site est inférieure à $0,025 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Cas du SO₂

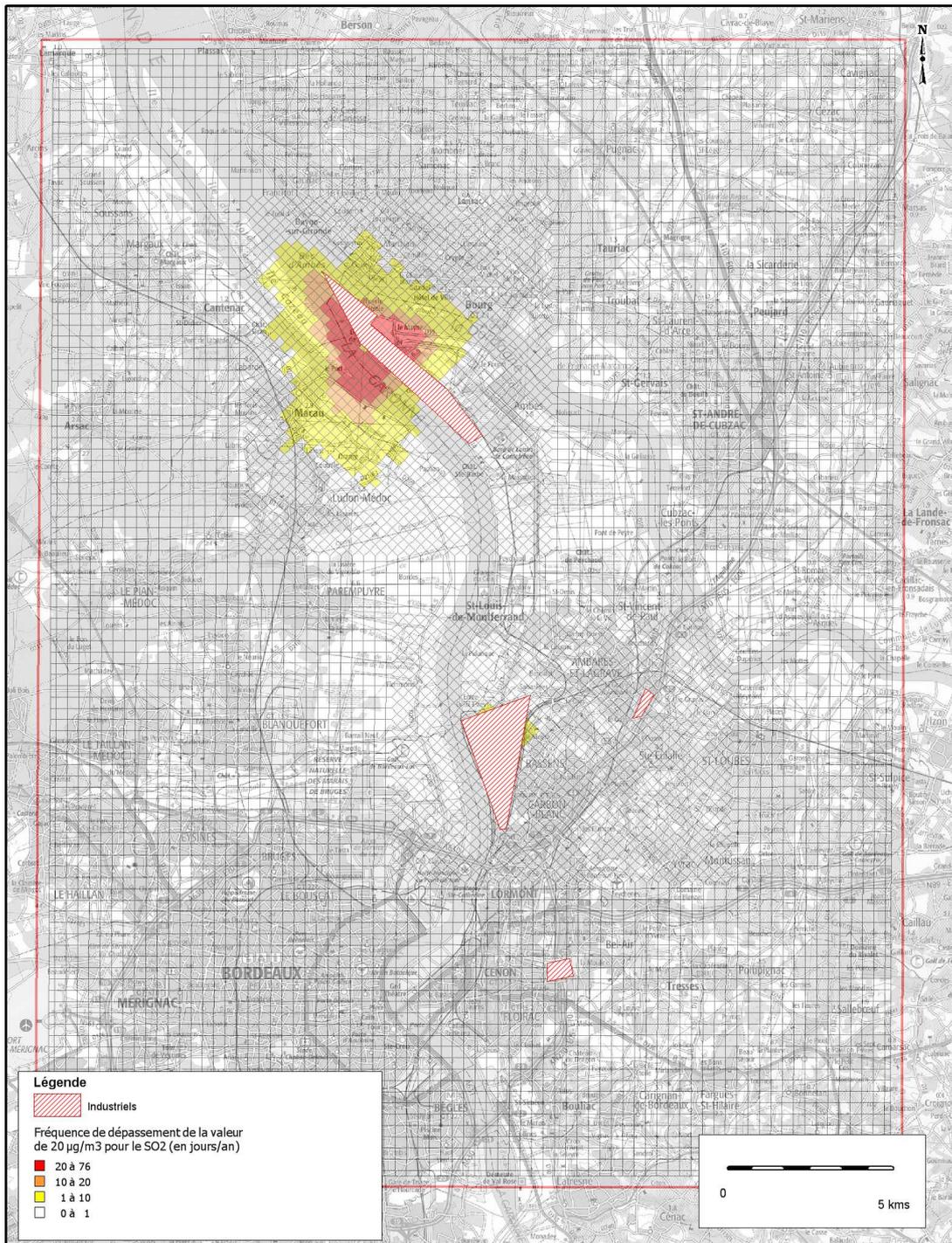
En ce qui concerne le SO₂, sa valeur guide a été revue par un groupe de travail OMS en 2005 et ce dernier ne propose plus qu'une seule valeur guide pour le SO₂ : **20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne journalière**.

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.

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 substances. Cependant, à titre informatif, les résultats de la modélisation ont été comparés avec la valeur repère journalière du SO₂. Les fréquences de dépassement de la valeur de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en SO₂ 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 SO₂ est présentée sur la figure suivante.

Figure 22 : Fréquences de dépassement de la valeur moyenne journalière de 20 µg/m³ en moyenne journalière pour le SO₂



D'après cette cartographie des fréquences de dépassement de la valeur moyenne journalière de 20 µg/m³ en SO₂ sur le domaine d'étude, nous observons qu'il existe quelques journées où la valeur repère est dépassée sur l'année 2006. Toutefois les dépassements fréquents de cette valeur (entre 20 et 80 jours dans l'année) ne concernent pas des zones habitées.

En zone habitée (Ville de Macau et Saint Seurin de Bourg) des dépassements sont observés entre 1 et 20 jours dans l'année.

Il est à noter que les variations des concentrations journalières sont uniquement dues aux variations météorologiques, du fait de l'absence de variations au niveau du flux à l'émission. Ceci pouvant expliquer les différences observées avec les stations de mesures AIRAQ. En effet, les mesures monterent des dépassements principalement sur la station de Bassens et non sur celle d'Ambès.

9.6 Estimation des expositions par inhalation

Les doses d'exposition ou quantités administrées représentent les quantités de substance mises en contact des surfaces d'échange que sont les parois alvéolaires des poumons pour les composés gazeux et à travers lesquels les composés 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 l'équation générique suivante :

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

- Avec :
- CI : concentration moyenne d'exposition
 - C_i : concentration de substance dans l'air inhalé pendant la fraction de temps t_i (en mg/m^3) : résultats de la modélisation
 - t_i : fraction du temps d'exposition à la concentration C_i pendant une journée
 - 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 – $F = 1$)
 - T : durée d'exposition (en années)
 - T_m : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée

L'ensemble des paramètres sont reportés en annexe 7.

9.6.1 Effets toxiques à seuil

Le tableau suivant présente les doses d'exposition par inhalation pour les substances retenues comme traceur du risque pour les effets à seuil aux récepteurs les plus impactés. Les résultats pour l'ensemble des récepteurs sont présentés en annexe 8.

Tableau 26 : Concentrations moyennes d'exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets toxiques à seuil au récepteur le plus impacté

Substances	CI inhalation ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Récepteur le plus impacté
	Adulte / Enfant	
Acide chlorhydrique	0,008	R19
Acide cyanhydrique	0,004	R6
Dichlore	0,003	R1
Benzo(a)pyrène	0,00003	R6
Méthanol	0,08	R18
Styrène	15,7	R18
Butadiène (1,3)	0,10	R18
Acétaldéhyde	0,000	R20
Benzène	0,4	R1
Cyclohexane	52,1	R18
Epichlorhydrine	0,001	R5
Ethylbenzène	0,003	R20
formaldéhyde	0,03	R16
Hexane	12,7	R18
Toluène	78,1	R18
Antimoine	0,00008	R19

Substances	CI inhalation ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Récepteur le plus impacté
	Adulte /	Enfant	
Arsenic	0,00009		R19
Cadmium	0,00005		R19
Chrome VI	0,000003		R19
Cobalt	0,00003		R19
Manganèse	0,00012		R19
Mercuré	0,00006		R19
Nickel	0,00004		R19
Plomb	0,00010		R19

9.6.2 Effets toxiques sans seuil

Le tableau suivant présente les doses d'exposition par inhalation pour les substances retenues comme traceur du risque pour les effets sans seuil. Les résultats pour l'ensemble des récepteurs sont présentés en annexe 8.

Tableau 27 : Concentrations moyennes d'exposition en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les effets toxiques sans seuil au récepteur le plus impacté

Substances	CI inhalation ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Récepteur le plus impacté
	Adulte	Enfant	
Benzo(a)pyrène	1,4E-05	2,8E-06	R6
Butadiène (1,3)	4,3E-02	8,5E-03	R18
Acétaldéhyde	1,9E-04	3,9E-05	R20
Benzène	1,8E-01	3,7E-02	R1
Epichlorhydrine	4,5E-04	9,1E-05	R5
Ethylbenzène	1,4E-03	2,7E-04	R20
Formaldéhyde	1,1E-02	2,2E-03	R16
Arsenic	3,9E-02	7,8E-03	R19
Cadmium	2,0E-02	4,0E-03	R19
Chrome VI	1,4E-03	2,8E-04	R19
Nickel	1,8E-02	3,7E-03	R19
Plomb	4,1E-02	8,2E-03	R19

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 utiliserons dans la présente étude.

Ce qu'il faut retenir

La concentration inhalée représente la dose moyenne annuelle de composés inhalés par la population présente sur la zone d'étude. Elle est calculée à partir de la concentration moyenne annuelle modélisée.

Cette étape est une étape intermédiaire entre les concentrations environnementales et le calcul de risque.

9.7 Estimation des expositions par ingestion

9.7.1 Estimation des expositions par ingestion de sols, 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 composés via la chaîne alimentaire.

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-produits animaux) a été effectué. Il permet de quantifier les concentrations en composé dans les différents milieux d'exposition.

Ainsi, pour les composés particulaires, l'apport par ingestion a été évalué à partir des estimations de dépôts surfaciques et en tenant compte de la consommation de produits animaux et de légumes (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)

Les paramètres pris en compte dans ces calculs ont été présentés dans la note technique BURGEAP « détail des calculs des doses d'exposition du 29 juin 2010. Ils sont repris en annexe 7.

En ce qui concerne le risque par ingestion, le comportement des enfants étant différent de celui des adultes 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, une dose d'exposition a été calculée respectivement pour les adultes et pour les enfants.

Les doses d'exposition sont calculées pour **le scénario d'autoconsommation** suivant :

- considération que seule une partie des denrées alimentaires consommées provient effectivement de la zone d'étude. Les données de consommation sont alors adaptées au contexte local, par la prise en compte des données issues de la base de données CIBLEX (ADEME et IRSN). De plus, la valeur pour la quantité de sol ingéré par un enfant a été prise à 100 mg/j au lieu de 150 mg/j prise en compte dans le scénario maximal.

Les tableaux suivants présentent des Doses Journalières d'Exposition (DJE) globales aux différents composés intégrant l'ingestion de sols, de végétaux et de produits animaux.

9.7.1.1 Effets toxiques à seuil

Le tableau suivant présente les Doses Journalières d'Exposition (DJE) pour les substances retenues comme traceur du risque pour les effets à seuil aux récepteurs les plus impactés. Les résultats pour l'ensemble des substances et l'ensemble des récepteurs sont présentés en annexe 8.

Tableau 28 : Doses moyennes d'exposition en mg/kg/j pour les effets toxiques à seuil pour le récepteur le plus impacté

Substances	DJE ingestion (mg/kg/j)		
	Adulte	Enfant	Récepteur le plus impacté
Antimoine	2,5E-08	1,8E-07	R19
Arsenic	2,8E-08	2,2E-07	R18
Cadmium	1,7E-08	1,1E-07	R19
Chrome VI	8,5E-10	6,6E-09	R19
Cobalt	7,8E-09	6,2E-08	R19
Manganèse sol	3,0E-08	2,4E-07	R19
Manganèse végétaux	1,3E-07	3,9E-07	R19
Mercuré	1,6E-08	1,2E-07	R19
Nickel	1,1E-08	8,7E-08	R19
Plomb	2,5E-08	1,9E-07	R19
Vanadium	7,8E-08	2,9E-07	R26
Dioxines	1,7E-12	3,4E-12	R19

9.7.1.2 Effets toxiques sans seuil

Le tableau suivant présente les Doses journalières d'exposition pour les substances retenues comme traceur du risque pour les effets sans seuil aux récepteurs les plus impactés. Les résultats pour l'ensemble des substances et l'ensemble des récepteurs sont présentés en annexe 8.

Tableau 29 : Doses moyennes d'exposition en mg/kg/j pour les effets toxiques sans seuil pour le récepteur le plus impacté

Substances	DJE ingestion (mg/kg/j)			récepteur le plus impacté
	Adulte	Enfant	Vie entière	
Arsenic	1,2E-08	1,9E-08	2,8E-08	R18
Plomb	1,1E-08	1,6E-08	2,5E-08	R19
Benzo(a)pyrène	4,0E-09	5,6E-09	8,8E-09	R6

Ce qu'il faut retenir

La dose journalière d'exposition représente la dose moyenne annuelle de composés ingérés par la population présente sur la zone d'étude.

Elle est calculée à partir du dépôt moyen annuel modélisé.

Cette étape est une étape intermédiaire entre les dépôts environnementaux et le calcul de risque.

10 Caractérisation des risques

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 substances disposant d'une VTR.

10.1 Méthodologie de 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 :

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

Avec :

- QDi,inh ou ing : quotient de danger par inhalation ou ingestion, pour la substance i
- CIi,inh : concentration inhalée pour la substance i
- DJEi,ing : dose journalière d'exposition par ingestion, pour la substance i
- VTRinh 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'OPERSEI²⁷, 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.

²⁷ OPERSEI : Observatoire de pratiques des évaluations de risque sanitaire des études d'impact

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 :

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

et

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

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 :

$\text{ERI} < 10^{-6}$: risque jugé non significatif

$10^{-6} < \text{ERI} < 10^{-4}$: discussion sur les incertitudes

$\text{ERI} > 10^{-4}$: 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^{-6} , nous proposons de regarder le nombre de personnes concernées.

10.2 Caractérisation des risques pour les effets toxiques à seuil

Conformément à la méthodologie préconisée dans le guide INERIS et par l'OPERSEI²⁸, les quotients de danger seront sommés par voie d'exposition et par organes cibles.

Une VTR est spécifique d'un effet critique²⁹ 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).

Il est à noter que cette démarche reste raisonnablement majorante dans la mesure où les mécanismes d'action toxiques mis en œuvre ne sont pas toujours les mêmes.

L'ensemble des résultats aux récepteurs par substances et par organes cibles sont présentés en annexe 9.

Les cartes de résultats des quotients de danger par organe cible et des quotients de danger des substances déterminants du risque, puis des excès de risque sont présentées en annexe 10.

10.2.1 Voie d'exposition par inhalation

Pour rappel, le calcul du risque est réalisé à partir des concentrations moyennes annuelles modélisées.

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

Tableau 30 : Synthèse des organes cible pour les effets toxiques à seuil – Inhalation

Organes cibles	Substances
Système respiratoire	acide chlorhydrique, dichlore, acétaldéhyde, épichlorhydrine, formaldéhyde, antimoine, arsenic, chrome VI, cobalt, nickel
Système sanguin	benzène
Effets reprotoxiques	méthanol, 1,3-butadiène, cyclohexane, éthylbenzène
Système nerveux	acide cyanhydrique, styrène, hexane, toluène, manganèse, mercure
Système rénal	cadmium

²⁸ OPERSEI : Observatoire de pratiques des évaluations de risque sanitaire des études d'impact

²⁹ 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.

10.2.1.1 Résultats aux récepteurs

Les résultats aux récepteurs les plus impactés sont présentés dans les tableaux suivants :

Tableau 31 : Quotients de danger par substance pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation

Substances	VTR ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	QDi	récepteur le plus impacté
		Adulte / Enfant	
HCl	20	0,0004	R19
HCN	3	0,001	R6
Cl ₂	0,2	0,02	R1
méthanol	4000	< 0,0001	R18
styrène	1000	0,02	R18
1,3-butadiène	2	0,05	R18
acétaldéhyde	9	< 0,0001	R20
benzène	30	0,01	R1
cyclohexane	6000	0,009	R18
épichlorhydrine	1	0,001	R5
éthylbenzène	1000	< 0,0001	R20
formaldéhyde	10	0,003	R16
hexane	700	0,02	R18
toluène	5000	0,02	R18
antimoine	0,2	0,0004	R19
arsenic	1	0,0001	R19
cadmium	0,02	0,002	R19
chrome VI	0,1	< 0,0001	R19
cobalt	0,1	0,0003	R19
manganèse	0,05	0,002	R19
mercure	0,3	0,0002	R19
nickel	0,09	0,0005	R19

Les récepteurs les plus impactés sont, selon les substances: R1 ou R18 (situés respectivement sur les communes d'Ambès et de Bassens à proximité immédiate des industriels).

Toutes les substances ont un QD inférieur à 0,2 (borne inférieure de la grille de lecture).

Tableau 32 : Quotients de danger par organe cible pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation

Organe cible	Valeurs Repères	QDi Adulte / Enfant	Récepteur le plus impacté
QD Système respiratoire	0,2 – 5	0,02	R19
QD Système sanguin		0,01	R1
QD Effets reprotoxiques		0,06	R18
QD Système nerveux		0,05	R19
QD Système rénal		0,002	R19

Le risque le plus élevé au niveau des récepteurs les plus exposés concerne :

- les effets reprotoxiques avec un quotient de danger de 0,06 pour R18. L'essentiel de ce risque est représenté par le 1,3-butadiène,
- les effets sur le système nerveux avec un quotient de danger de 0,05 pour R18. Les composés majoritaires responsables de ce risque sont l'hexane, le toluène et le styrène à part égale.

Toutefois ces niveaux de risque par organes cibles sont tous inférieurs à 0,2.

Dans la suite de ce paragraphe, les QD pour le système nerveux sont présentés sous forme de cartographie.

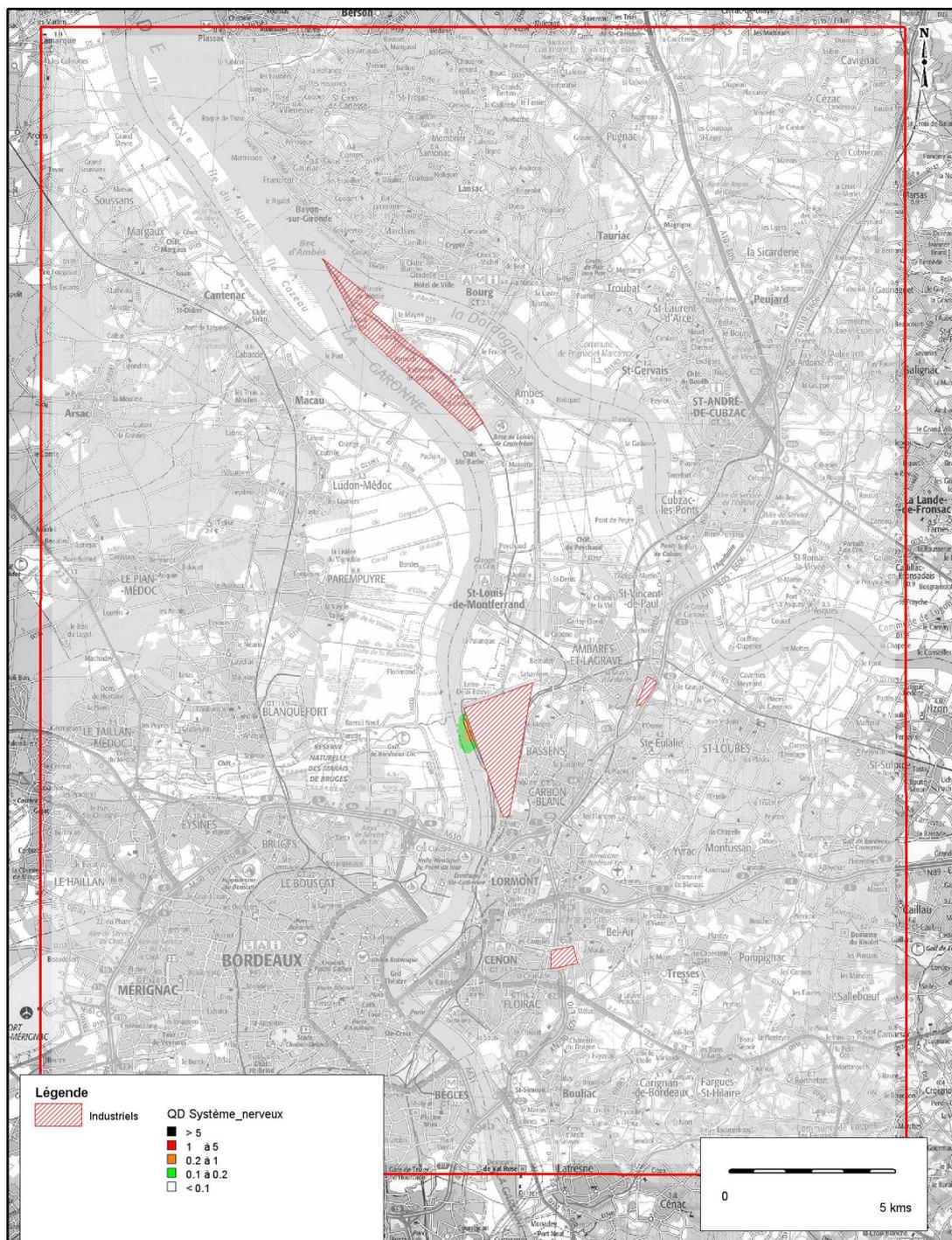
N.B. : Pour une meilleure lisibilité, les cartes présentées dans ce rapport sont reprises en annexe 10.

10.2.1.2 Résultats sur le domaine d'étude

Système nerveux

La carte ci-dessous présente la cartographie du QD nerveux sur l'ensemble du domaine d'étude :

Figure 23 : QD système nerveux - inhalation



Le QD pour le système nerveux est essentiellement lié à la concentration d'hexane. Ce QD pour le système nerveux est inférieur à la valeur de 0,2 (borne inférieure de la grille de lecture) au niveau des zones habitables. Le QD pour le système nerveux maximal hors périmètre de zones industrielles est de l'ordre de 0,07 soit inférieur à 0,2.

Ce qu'il faut retenir

2 substances sont les principaux déterminants du risque toxiques à seuil pour la voie inhalation, sur la zone : le 1,3-butadiène et l'hexane

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

Il est à noter que seuls les composés avec VTR sont intégrés au calcul de risque. Le NO₂, les particules, le vanadium, le plomb ou encore le SO₂ ne sont pas intégrés au calcul du risque, cependant ils ont été comparés à leur valeur guide respective.

10.2.2 Voie d'exposition par ingestion

Les organes cibles principaux pour les effets toxiques à seuil sont récapitulés dans le tableau suivant,

Tableau 33 : Synthèse des organes cible pour les effets toxiques à seuil – Ingestion

Organes cibles	Substances
Système cutané	Arsenic
Système rénal	Cadmium, Nickel, Mercure, Vanadium
Système respiratoire	Chrome VI, Antimoine
Système nerveux	Manganèse
Système sanguin	Plomb
Effets sur le développement	Plomb
Système hépatique	Antimoine
Système cardio-vasculaire	Cobalt
Effets cancérigènes	Dioxines

10.2.2.1 Résultats aux récepteurs définis

Les résultats aux récepteurs les plus impactés sont présentés dans les tableaux suivants :

Tableau 34 : Quotients de danger par substance – Exposition par ingestion

Substances	VTR (mg/kg/j)	QDo		Récepteur le plus impacté
		Adulte	Enfant	
Antimoine	0,0004	0,00006	0,0004	R19
Arsenic	0,0003	0,00009	0,0007	R18
Cadmium	0,001	0,00002	0,0001	R19
Chrome VI	0,003	0,0000003	0,000002	R19
Cobalt	0,0014	0,000006	0,000044	R19
Maganèse sol	0,046	0,000001	0,000005	R19
Maganèse végétaux	0,14	0,000001	0,000003	R19
Mercure	0,0003	0,00005	0,00039	R19
Nickel	0,02	0,000001	0,000004	R19
Plomb	0,0035	0,000007	0,000055	R19
Vanadium	0,009	0,000009	0,000032	R19
Dioxines	0,000000001	0,002	0,003	R19

Le récepteur le plus impacté est R19 (situé sur la commune de Bassens à proximité immédiate des industriels).

Toutes les substances ont un QD inférieur à 0,2 (borne inférieure de la grille de lecture).

Tableau 35 : Quotients de danger par organe cible – Exposition par ingestion

Organe cible	Valeurs Repères	QDo		Récepteur le plus impacté
		Adulte	Enfant	
QD Système cutané	0,2 - 5	0,0001	0,001	R18
QD Système rénal		0,0001	0,001	R19
QD Système respiratoire		0,0001	0,0005	R19
QD Système nerveux		0,000002	0,000008	R19
QD Système sanguin		0,00001	0,0001	R19
QD Effets sur le développement		0,00001	0,0001	R19
QD Système hépatique		0,00006	0,00045	R19
QD système cardio-vasculaire		0,00001	0,00004	R19
QD Effets cancérigènes		0,009	0,03	R19

Le risque le plus élevé au niveau des récepteurs les plus exposés concerne les effets cancérigènes avec un quotient de danger de 0,009 pour l'adulte et 0,03 pour l'enfant en R19. Ce risque est uniquement lié aux dioxines.

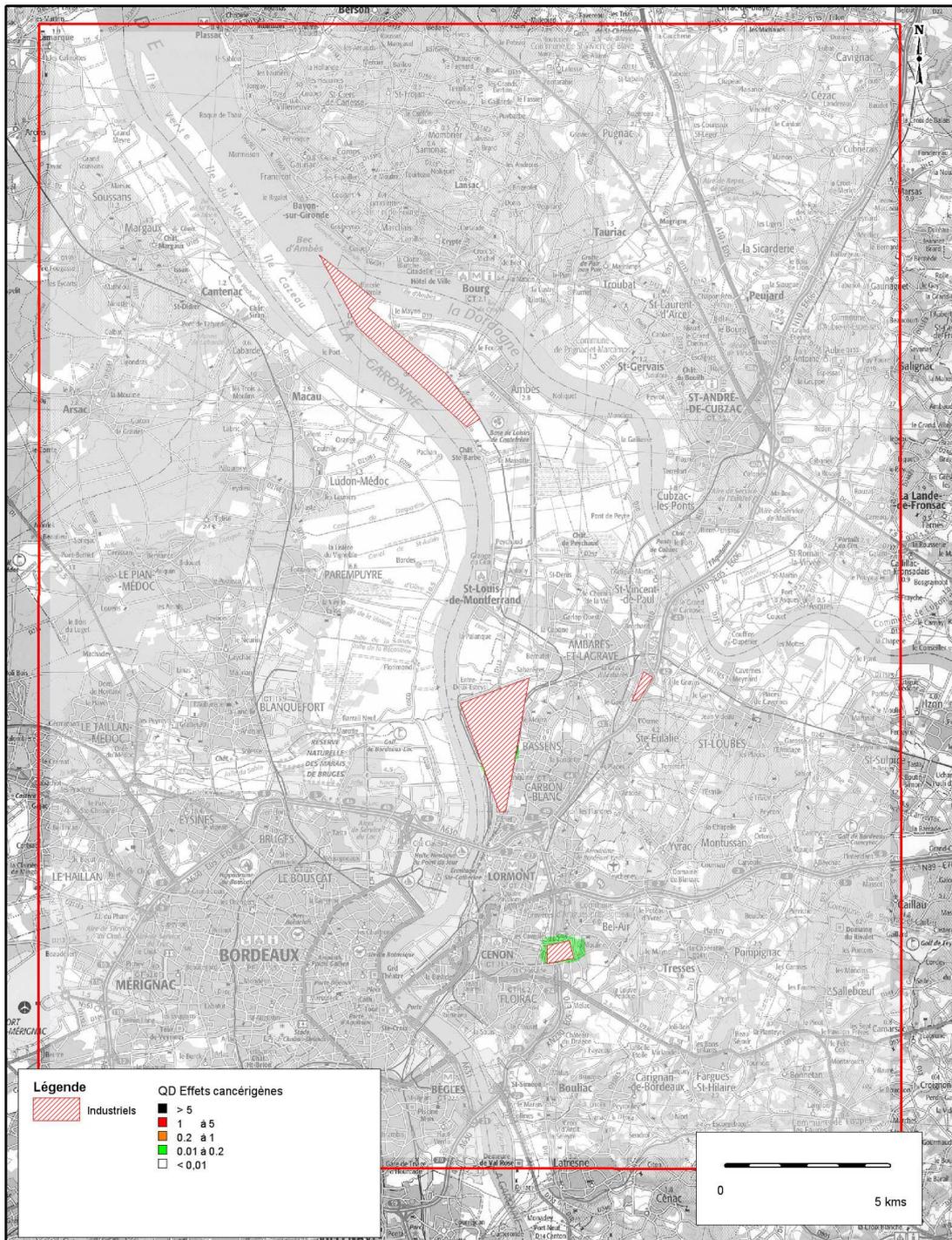
L'ingestion de volaille, d'œuf et de lait sont respectivement responsable de 46 %, 33% et 17% du QD des effets cancérigènes lié à la présence de dioxines.

Dans la suite de ce paragraphe, le QD pour les effets cancérigènes est présenté sous forme de cartographie afin de voir les résultats sur l'ensemble du domaine d'étude.

10.2.2.2 Résultats sur le domaine d'étude

La carte ci-dessous présente la cartographie du QD effets cancérigènes sur l'ensemble du domaine d'étude.

Figure 24 : QD effets effets cancérigènes - ingestion



Le QD pour les effets cancérigènes est uniquement lié à la concentration de dioxines.

Ce QD pour les effets cancérigènes est inférieur à la valeur de 0,2 (borne inférieure de la grille de lecture) sur l'ensemble du domaine d'étude.

Le QD maximal pour les effets cancérigènes hors périmètre des zones industrielles est de l'ordre de 0,03.

Ce qu'il faut retenir

Les dioxines sont le déterminant du risque toxique à seuil pour la voie ingestion sur la zone.

*Les risques sanitaires peuvent être jugés comme **non significatifs** sur la zone d'étude concernant les effets à seuil pour la **voie de l'ingestion**.*

10.3 Caractérisation des risques pour les effets toxique 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.

10.3.1 Voie d'exposition par inhalation

Les résultats aux récepteurs les plus impactés sont présentés dans les tableaux suivants :

Tableau 36 : Excès de risque individuel pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation

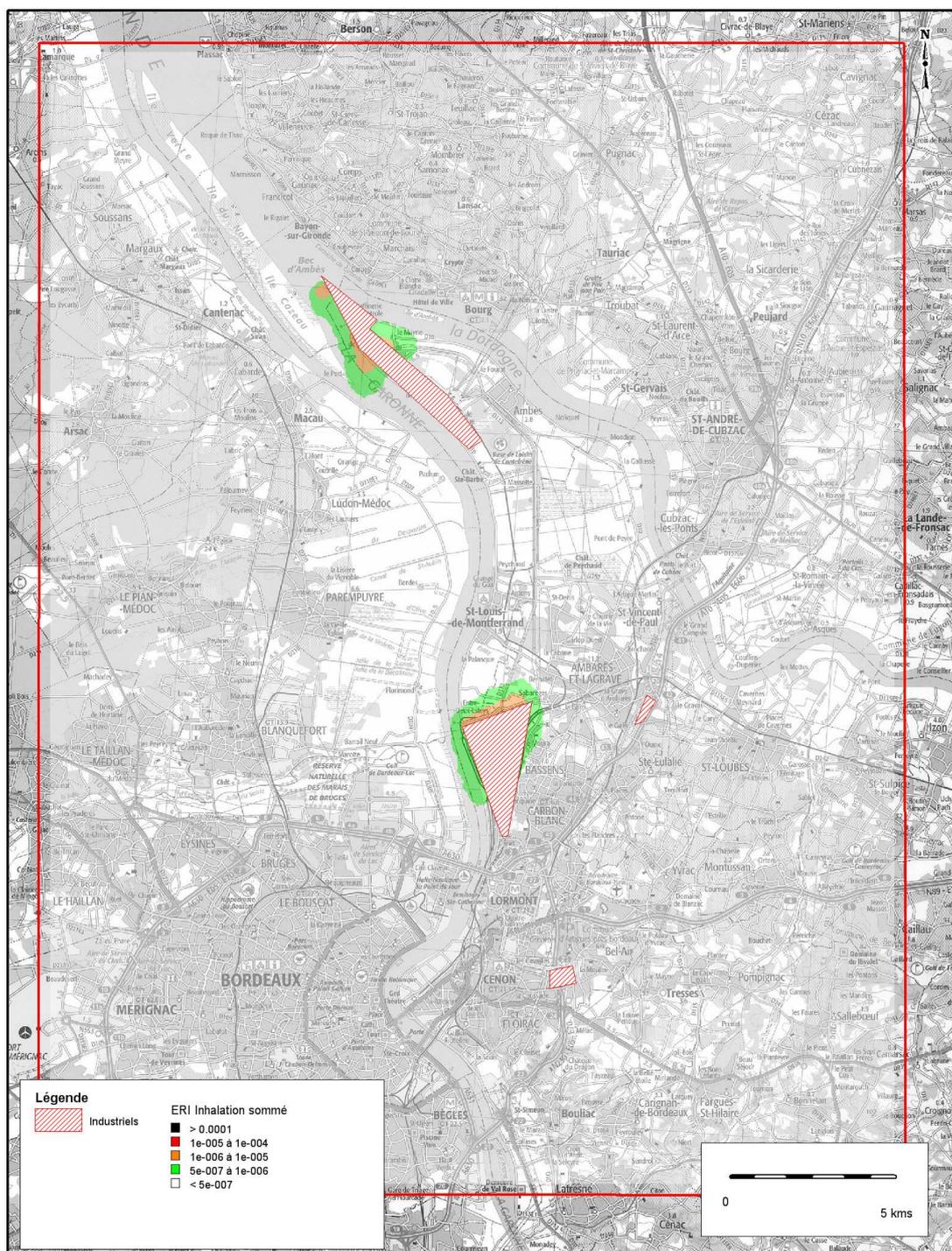
Substances	ERI inhalation		Récepteur le plus impacté
	Adulte	Enfant	
benzo(a)pyrène	1,2E-06	2,5E-07	R6
1,3-butadiène	1,3E-06	2,6E-07	R18
acétaldéhyde	4,2E-10	8,5E-11	R20
benzène	1,4E-06	2,9E-07	R1
épichlorhydrine	5,4E-10	1,1E-10	R5
éthylbenzène	3,4E-09	6,9E-10	R20
formaldéhyde	1,4E-07	2,8E-08	R16
arsenic	1,7E-07	3,4E-08	R19
cadmium	3,6E-08	7,3E-09	R19
chrome VI	1,7E-08	3,4E-09	R19
nickel	7,0E-09	1,4E-09	R19
plomb	4,9E-10	9,8E-11	R19
ERi sommé	1,8E-06	3,5E-07	R19

Les récepteurs le plus impactés présentés dans le tableau sont situés sur les communes d'Ambès et de Bassens.

Pour la voie d'exposition par inhalation, le composé responsable de 73 % du risque cancérigène par inhalation est le 1,3-butadiène au récepteur le plus impacté.

La carte suivante représente l'ERi sur l'ensemble de la zone d'étude.

Figure 25 : ERI global par inhalation – scénario adulte -



Les résultats présentés sous format cartographique montre que l'ERI global par inhalation se situe dans la fourchette basse de la grille de lecture sur les communes d'Ambès et de Bassens. Excepté sur cette zone, l'ERI global par inhalation est inférieur à 1.10^{-6} sur l'ensemble de la zone d'étude.

L'ERI global maximal pour l'inhalation hors périmètre de zones industrielles est de l'ordre de 2.10^{-6} à proximité de R1. En dehors de cette zone l'ERI sommé maximal pour l'inhalation est de l'ordre de 1.10^{-6} au nord de la zone industrielle de Bassens et à l'est de celle d'Ambès (R6).

Sur la zone d'Ambès environ 10 habitations sont concernées par un ERI d'environ 1.10^{-6} .

Au nord de la zone de Bassens aucune habitation n'est présente.

Ce qu'il faut retenir

Le 1,3-butadiène est le déterminant du risque toxique sans seuil pour la voie inhalation sur la zone de Bassens.

Le benzo(a)pyrène et le benzène sont quant à eux les déterminants du risque toxique sans seuil pour la voie de l'inhalation sur la zone d'Ambès.

10.3.2 Voies d'exposition par ingestion

Les résultats aux récepteurs les plus impactés sont présentés dans les tableaux suivants.

Tableau 37 : Excès de risque individuel – Exposition par ingestion – scénario moyen

Substances	ERI ingestion			Récepteur le plus impacté
	Adulte	Enfant	Vie entière	
As	1,8E-08	2,8E-08	4,2E-08	R18
Pb	9,1E-11	1,4E-10	2,1E-10	R19
benzo(a)pyrene	2,9E-08	4,1E-08	6,5E-08	R6
ERIi sommé	3,0E-08	4,1E-08	6,5E-08	R6

Pour la voie d'exposition par ingestion, le composé responsable de 99 % du risque cancérigène est le benzo(a)pyrène au récepteur le plus impacté, situé sur la commune d'Ambès.

Toutes les substances ont un ERI inférieur à 1.10^{-6} (borne inférieure de la grille de lecture). L'ERI sommé est également inférieur à 1.10^{-6} .

Les résultats présentés sous format cartographique montre que l'ERI global moyen par ingestion pour le scénario moyen est inférieur à 1.10^{-6} sur l'ensemble de la zone d'étude.

L'ERI sommé maximal hors périmètre de zones industrielles est de l'ordre de $1,1.10^{-7}$ à proximité de R6.

Ce qu'il faut retenir

L'excès de risque individuel pour la voie ingestion est considéré comme non significatifs.

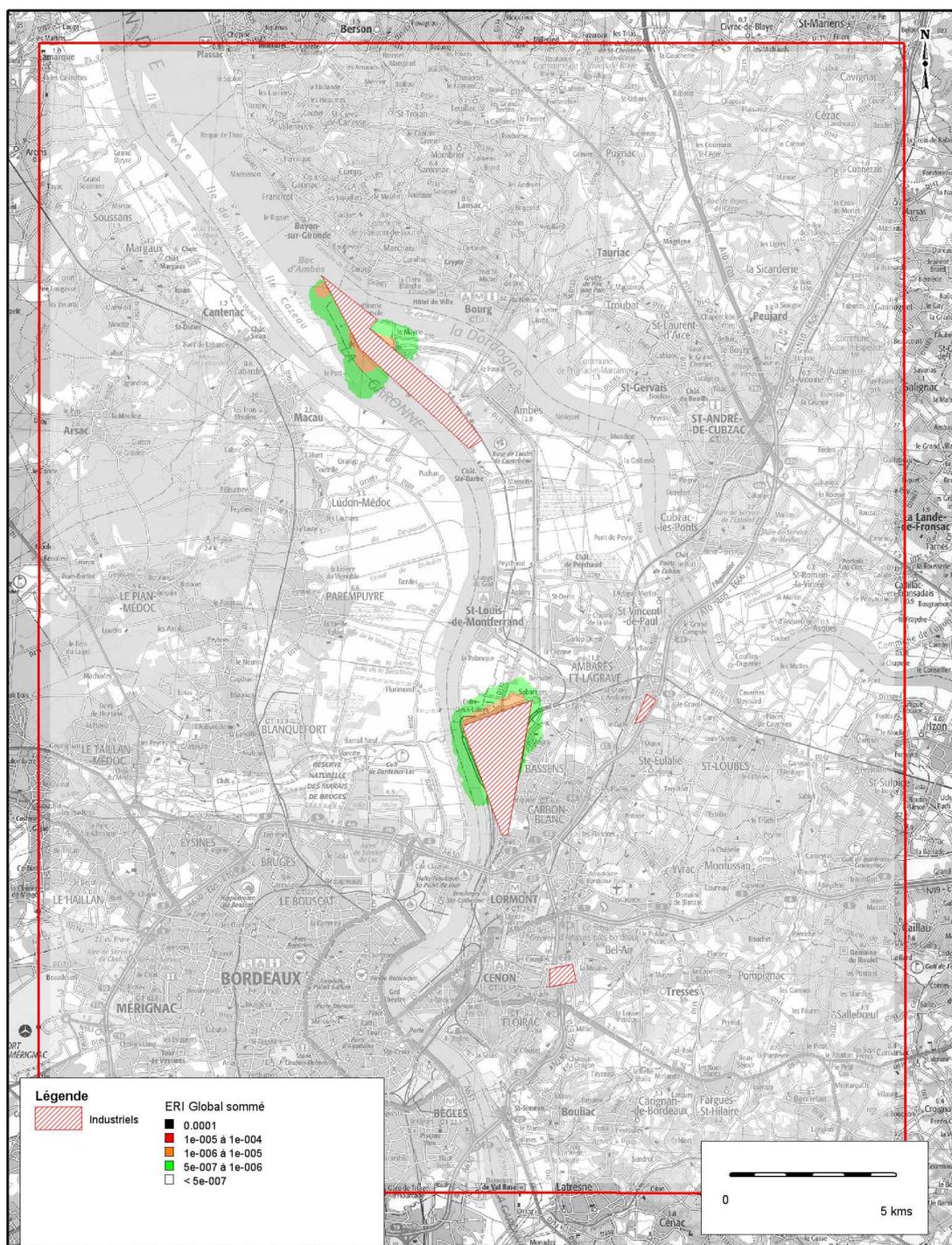
10.3.3 Caractérisation du risque sans seuil global

Conformément à ce qui est préconisé dans le guide INERIS, nous avons sommé l'ensemble des risques cancérigènes quel que soit le type de cancer provoqué et quelle que soit la voie d'exposition concernée, ceci afin d'estimer le risque cancérigène global qui pèse sur la population.

Le scénario maximal a été estimé en sommant le risque par inhalation et le risque par ingestion maximal.

La figure suivante présente ce risque global sur l'ensemble du domaine.

Figure 26 : ERI global inhalation et ingestion



Les résultats présentés sous format cartographique montre que l'ERI global maximum se situe dans la fourchette basse de la grille de lecture sur les communes d'Ambès, d'Ambarès-et-Lagrave et de Bassens. Excepté sur ces zones, l'ERI global est inférieur à 1.10^{-6} sur l'ensemble de la zone d'étude.

L'ERI sommé global maximal hors périmètre de zones industrielles est de l'ordre de $3,5.10^{-6}$ à proximité de R6.

Le tableau suivant présente une approximation du nombre de personnes concernées par un excès de risque global compris entre 10^{-4} et 10^{-6} .

Tableau 38 : Excès de risque individuel pour la voie de l'inhalation et population concernée

	Communes concernées	Surface concernée par le niveau de risque	Estimation de la population concernée
$ERI > 10^{-4}$	-	-	-
$10^{-5} < ERI < 10^{-4}$	-	-	-
$10^{-6} < ERI < 10^{-5}$	Ambès Ambarès- et-Lagrave Bassens		~10 0 0

Ce qu'il faut retenir

Chez l'adulte (30 ans d'exposition) et la vie entière (6 ans enfant + 24 ans adulte), la voie d'exposition déterminant pour l'excès de risque individuel global (toute voies d'exposition confondues) est l'inhalation sur les deux zones principalement impactées Ambès et Bassens

Chez l'enfant (6 ans d'exposition) la voie d'exposition déterminante pour l'excès de risque individuel global est l'ingestion pour la zone d'impact de Bassens et l'inhalation dans la zone d'Ambès

Le risque cancérigène global est compris dans l'intervalle de la grille de lecture ($10^{-4} - 10^{-6}$), une analyse des incertitudes est nécessaire afin de pouvoir juger la significativité ou non du risque.

11 Incertitude, 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 défini).

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.

11.1 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.

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 dans le paragraphe suivant.

11.1.1 Incertitudes génériques

L'extrapolation des campagnes de mesures

Pour tous les industriels, la quantification des émissions atmosphériques provient, en partie, d'une extrapolation d'une ou plusieurs campagnes de mesure ponctuelles. Les données prises en compte ne tiennent donc pas compte de la variabilité des flux à l'émission lors du fonctionnement des installations. Cependant les périodes d'arrêt des usines ont été utilisées pour déterminer les flux annuels des composés. Elles sont de plus susceptibles d'être entachées d'erreurs métrologiques. L'incertitude engendrée reste toutefois difficilement quantifiable.

Il est tout de même à noter que les périodes d'arrêt des installations (arrêt le week end ou durant les mois d'été) ont tout de même été intégrées à la modélisation atmosphérique.

La quantification théorique des émissions

La caractérisation des flux de COV

La spécification des composés de la famille des COV a été réalisée pour chaque industriel. Celle-ci a été basée :

- sur des campagnes de mesures,
- ou sur des données bibliographiques,
- ou bien lorsqu'il n'y avait ni campagne, ni données bibliographiques, sur l'expertise du professionnel en fonction des substances utilisées dans le process.

CLEAN 33

La quantification des émissions liée à l'activité de lavage de citerne de CLEAN 33, a été réalisée à partir de données bibliographiques issue de l'US-EPA sur le lavage d'un camion citerne d'acétone. Une extrapolation a donc été réalisée sur les différents produits réceptionnés sur le site. Il existe une forte incertitude sur les émissions de COV de cette activité compte tenu du caractère diffus de celles-ci qui les rendent difficiles à estimer et compte tenu de la grande variété des contenants des citernes lavés. L'approche retenue permet tout de même de disposer d'un ordre de grandeur des émissions.

CBxA091784 - A24491- RIn08815	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 106

DIESTER – SAIPOL

Les données prises en compte sont des données théoriques, issues de l'étude sanitaire d'octobre 2006. Il conviendra de vérifier l'exactitude des données utilisées dans le cadre de cette étude à partir de campagnes de mesures.

EKA CHIMIE

Une partie des COV n'a pu être spécifiée notamment ceux provenant de la cheminée « size ». Sur cet atelier, une cire est fondue autour de 80°C et mélangée à une solution d'amidon afin de former un agent de collage. Les COV mesurés en 2006 provenaient en majorité des solvants contenus dans la cire. En 2009, la cire utilisée ne contient pas de solvants et les émissions de COV en sortie de l'atelier « Size » ont de facto diminué. Les COV non spécifiés n'ont donc par conséquent pas été pris en compte à défaut de connaître leur nature.

Il est à noter que le formaldéhyde était utilisé sur le site en 2006 pour la fabrication de savons de colofane. Ces savons ne sont plus produits sur le site aujourd'hui.

STOCKAGES D'HYDROCARBURES

Les émissions de COV de ces sites sont majoritairement des alcanes et des alcènes, pour lesquels, dans l'état actuel des connaissances scientifiques, un grand nombre d'entre eux ne sont pas considérés comme toxiques. Le guide raffinerie de Juin 2003 (partie relative aux rejets atmosphériques) définit les COV susceptibles d'être présents dans les rejets diffus d'une raffinerie, ainsi que la proportion des uns par rapport aux autres comme suit :

- 96,4% d'alcanes ou alcènes,
- 2,4% de benzène,
- 0,6% de toluène,
- 0,6% de xylènes,
- 0,02% de 1,3-butadiène.

Dans une approche majorante, et à défaut de connaître la nature exacte des COV émis, la répartition proposée par le guide raffinerie a été retenue et l'ensemble des alcanes et alcènes ont été assimilés à des aliphatics nC5-nC8.

MICHELIN

Les émissions de COV issues de la torche sont canalisées. Elles ont été estimées à partir de données bibliographique, en considérant une efficacité de combustion basse de 99 %, appliqué sur le débit de gaz entrant (année 2009).

On assimile le mélange cyclohexane/méthylcyclohexane à du cyclohexane (composé considéré comme le plus toxique). Il est à noter qu'un projet de substitution du toluène par un solvant CH/MCH (cyclohexane/Méthylcyclohexane), considérés comme moins nocifs pour la santé en l'état actuel des connaissances, sur l'unité UB002 est en cours d'instruction. La mise en œuvre est prévue vers 2011. Les flux de toluène sur site devraient donc diminuer.

SAIPOL

Les émissions d'hexane retenue dans cette étude correspondent aux émissions 2008. Les émissions de 2006 n'intégraient pas l'augmentation de capacité du site. Les émissions de COV sur les années suivantes auront tendance à diminuer, du fait d'un meilleur réglage des installations.

CBxA091784 - A24491- RIn08815	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 107

SIAP

Dans une approche majorante les COV émis en sortie de la cheminée, ont été assimilés à du benzène. Il est à noter que les données bibliographiques disponibles ne mentionnent pas la présence de COV diffus en grande quantité.

Il est à noter que les programmes d'amélioration engagés par le SIAP conduisent à constater que les rejets 2008 sont globalement plus faibles que ceux de 2006 (données utilisées dans le cadre de cette étude).

La répartition dioxines particulaires/ gazeuses a été considérée de la façon suivante : 50% de dioxines particulaire et 50 % de dioxines gazeuses. Or les mesures réalisées sur cet effluent ont montré que la part de dioxines particulaire est de 5%. Cette hypothèse est donc majorante.

SOVAL PROCINER / UIOM de CENON

Comme pour le SIAP, les émissions de COV ont été assimilées à du benzène.

La répartition dioxines particulaires/gazeux a été considéré comme pour le SIAP de la façon suivante : 50/50.

Si 100 % du flux de dioxines avait été considéré comme particulaire, le risque supplémentaire par ingestion lié aux dioxines, au récepteur le plus impacté aurait été de 0,06.

Cette hypothèse n'est pas de nature à modifier les conclusions de l'étude.

GRAND PORT MARITIME DE BORDEAUX

Les émissions de particules présentes au niveau du terminal de Bassens sont liées entres autres à la manipulation des différentes marchandises potentiellement émettrices de particules.

L'estimation de ces émissions de particules liées à la manipulation des marchandises potentiellement émettrices est réalisée à l'aide des équations du rapport de l'AP-42 de l'USEPA. Les émissions liées au stockage à l'air libre n'ont pas été considéré, notamment le stockage de charbon. A partir de cette même source de donnée il est possible de donner un ordre de grandeur des émissions diffuses émises. En effet en considérant le stockage de charbon d'environ 30 000m², les émissions de PM_{2,5} seraient d'environ 600 kg/an et les émissions de PM₁₀ d'environ 3 700 kg/an. Ces émissions ne tiennent pas compte d'un éventuel arrosage des stockages afin de limiter les émissions de poussières.

Ces flux liés à l'érosion éolienne représentent jusqu'à 35 % du flux total sur le port ; cependant au vu des concentrations modélisées (inférieures à 1 µg/m³) au niveau des récepteurs les plus proches, cette sous estimation n'est pas de nature à remettre en cause les conclusions de l'étude.

11.1.2 Incertitudes sur les polluants qui tirent le risque

Sont présentés ci-après les 6 substances à l'origine des niveaux de risque les plus élevés sur la zone.

Le 1,3 Butadiène

Le 1,3 Butadiène est principalement émis par les activités de Michelin (10 184 kg/an) et dans une moindre mesure par l'ensemble des stockages d'hydrocarbures de la zone (15 kg/an).

Sur le site de Michelin, 7 % des émissions se font de façon diffuse tout au long du process, et 93 % sont issues de la torche, pour laquelle les émissions ont été estimées à partir d'une efficacité d'abattement de 99 %. Ce pourcentage se situe dans la fourchette basse de ce qui est usuellement rencontré sur ce type d'installation. Avec une efficacité de 99,5 %, on obtiendrait un flux 2 fois plus faible et donc une diminution du risque estimé.

Le benzo(a)pyrène

Le benzo(a)pyrène est principalement émis par les activités de Cofrablack. La quantification de ces émissions est basée sur des campagnes de mesures ponctuelles extrapolées à l'année et exprimée en HAP équivalent benzo(a)pyrène.

Le benzène

Le benzène est émis principalement par les activités de stockage d'hydrocarbures et par les incinérateurs. Le principal émetteur de la zone est le SIAP, avec 54 % des émissions de la zone. L'estimation du flux a été réalisée à partir de mesures en continue.

11.1.3 Sources d'émissions non intégrées à l'étude

Les sources considérées dans cette étude sont les industriels définis au cahier des charges.

Pour l'ensemble des composés, il n'a effectivement pas été considéré toutes les émissions liées notamment :

- au trafic routier, maritime et ferroviaire,
- au secteur résidentiel /tertiaire,
- aux émissions naturelles...

Ainsi, il est important de garder à l'esprit que les niveaux simulés 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.

11.2 Choix de traceurs de pollution

11.2.1 Prise en compte des HAP

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 inhalation des HAP.

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. Par retour d'expérience, il apparait que la minoration est de l'ordre d'un facteur 2.

La prise en compte des $BCF_{\text{végétaux}}$ individuels de chacun des HAP, n'aurait pas changé les conclusions de cette étude.

11.2.2 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. Nous considérerons, dans la présente étude, que 10 % du chrome est présent sous forme de chrome VI dans les émissions des sources étudiées.

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'arc³⁰, 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 suivantes³¹ :

- production de chrome et de ses composés : fabrication de chrome métal par aluminothermie,
- industrie métallurgique : fabrication de ferrochromes, chromage électrolytique,
- industrie des réfractaires
- production de pigments à base de chrome,
- industrie textile,
- tannage des peaux,
- photographie,
- fabrication et emploi des produits protecteur du bois,
- industries du bâtiment, utilisatrice de ciment.

Sur la zone de la presqu'île d'Ambès, les sites contribuant aux émissions de chrome sont l'industriel SIAP, SOVAL PROCINER et l'UIOM de Cenon. Ces sites sont principalement liés à l'activité de traitement et d'incinération des déchets.

Les données concernant le chrome sont essentiellement issues de mesures à l'émission, mais elles concernent le chrome total. Aucune information spécifique au chrome VI n'était disponible.

Ces sources ne sont pas considérées comme les plus émettrices de chrome VI. Par conséquent, l'hypothèse retenue paraît très majorante.

11.3 Choix des traceurs de risque

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).

Le choix des traceurs de risque a abouti à la non prise en compte de 10 substances, pour lesquelles nous disposons d'une VTR. Ce choix a été présenté au paragraphe 6 : Sélection des traceurs de risques.

³⁰ INRS. ND2047, Evaluation de l'exposition des soudeurs au chrome et au nickel pour différents procédés de soudage à l'arc. 9p, 1997.

³¹ INRS – Documents pour le médecin du travail, n°39, 3^{ème} trimestre 1989 – 39 TR 14.

Le tableau ci-dessous rappelle le flux de chacune de ces substances non retenues.

Tableau 39 : Flux des substances non retenues

Polluants	Flux (kg/an)
Cuivre	17
Fluorure d'hydrogène	224
Xylène	684
Methylethylcetone	1 292
Chrome III	13
Acétone	1 949
Aniline	0,01
White Spirit	0,4
Solvant Naphta	0,07
Acide phosphorique	0,002

Ceci n'est cependant pas de nature à modifier les conclusions de l'étude, car ils représentent au global environ 0,8 % du ratio flux/VTR inhalation maximal représenté par le 1,3-butadiène et 0,04 % du ratio flux/VTR ingestion maximal représenté par l'arsenic.

11.4 Choix des valeurs toxicologiques de référence

Les valeurs toxicologiques de référence comportent structurellement des sources d'incertitudes prises en compte dans l'élaboration même des valeurs. Il est habituellement admis que les valeurs proposées par les organismes compétents sont, dans l'état actuel des connaissances, précautionneuses.

Par ailleurs, les effets de synergies inter polluants qu'ils soient positifs ou négatifs ne peuvent être évalués faute de données suffisantes dans les bases de données toxicologiques consultées.

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

Un choix basé uniquement sur critères essentiellement toxicologiques aurait pu conduire à des choix différents notamment pour les substances suivantes :

Ingestion

Tableau 40 : Discussion sur les VTR ingestion

Substances	VTR DGS retenue	VTR "choix toxicologique expertisé	Incertitude
B(a)P (mg/kg/j) ⁻¹	ERU = 7,30	ERU = 0,2	Majorant
Antimoine (mg/kg/jr)	RfD = 0,0004	DJT = 0,006	Majorant

Le benzo(a)pyrène représente près de 100 % pour les effets sans seuil par ingestion pour le riverain le plus impacté.

Le benzo(a)pyrène

L'ERUo de 0,2 (mg/kg/j)⁻¹, proposé par le RIVM a été établi à partir de 2 études : Kroese et al., 2001 et Culp et al., 1998. L'avis de l'AFSSA (2003) est que l'étude critique choisie par le RIVM est de bonne qualité et le modèle mathématique utilisé est bien adapté.

L'étude principale est celle de Kroese et al., 2001 dans laquelle des rats Wistar mâles et femelles ont été exposés, par gavage, 5 jours par semaine pendant 2 ans à des doses de différentes concentrations de benzo[a]pyrène. Le benzo[a]pyrène est homogénéisé dans de l'huile de soja, de ce fait un groupe témoin ayant reçu l'excipient seul a été réalisé. Les effets cancérogènes principaux ont été observés au niveau du foie et du pré-estomac. Mais des sarcomes des tissus mous, au niveau de l'œsophage, de la peau et des glandes mammaires ainsi que des tumeurs du canal auditif, de la peau, de la cavité buccale, de l'intestin grêle et des reins ont été également constatés. A la dose de 10 mg/kg de benzo[a]pyrène, l'incidence combinée des papillomes et des carcinomes au niveau du pré-estomac est de 43/52 chez les rats mâles et de 30/51 chez les rats femelles. Au niveau du foie, l'incidence combinée des adénomes et carcinomes est de 38/52 chez les rats mâles et de 39/52 chez les rats femelles.

A partir de la dose de 10 mg/kg, retenue comme dose la plus faible induisant l'apparition significative de tumeurs, le RIVM a calculé des DVS (Dose Virtuellement Sûre) pour chaque type de tumeurs (foie, pré-estomac, tumeurs bénignes et malignes ou uniquement malignes et même toutes les tumeurs combinées) afin de choisir la plus significative. Ainsi le RIVM calcule une gamme de DVS allant de 5 à 19 ng/kg/j selon les types de tumeurs considérés.

En prenant en compte les types de tumeurs les plus sensibles, le RIVM propose une DVS de 5 ng/kg/j pour un excès de risque de cancer de 10^{-6} , ce qui correspond à un ERUo de $0,2 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$.

La VTR de l'US-EPA : ERUo de $7,3 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$, a quant à elle été calculée à partir de trois études expérimentales pratiquées chez le rat et la souris. Il s'agit d'une moyenne géométrique pour laquelle l'étendue des différentes extrapolations est de 4,5 à $11,7 \text{ (mg/kg/j)}^{-1}$.

L'antimoine

La dose de référence a été définie par l'USEPA à partir d'une étude expérimentale sur les rats. Un facteur de sécurité de 1000 (10 pour la conversion inter-espèce, 10 pour protéger les individus sensibles, et 10 parce que le niveau d'effet était un LOAEL et aucun NOEL n'a été établi) a été appliqué au LOAEL de 0,35 mg/kg/j.

La confiance dans l'étude choisie est évaluée comme basse parce que seulement une espèce a été employée, seulement un niveau de dose a été employé, aucun NOEL n'a été déterminé, et la pathologie et l'histopathologie brutes n'ont pas été bien décrites. La confiance dans la base de données est également basse. Le choix BURGEAP s'est donc orienté vers la dose définie par l'OMS en 2003, dose moins contraignante que celle définie par l'USEPA.

Tableau 41 : Quotients de danger par substance pour le récepteur le plus impacté – Exposition par ingestion

Polluants	QDi VTR choix DGS	QDi VTR choix expertisé
	Adulte / Enfant	Adulte / Enfant
Antimoine	0,001	0,0001

La prise en compte des VTR selon un choix toxicologique pour l'antimoine n'aurait pas modifié les conclusions de l'étude concernant le risque à seuil pour la voie de l'ingestion, étant donné les niveaux de risque faible lié à l'ingestion d'antimoine.

Tableau 42 : Excès de risque individuel par substance pour le récepteur le plus impacté – Exposition par ingestion

Polluants	ERi VTR choix DGS	ERi VTR choix expertisé
	Adulte	Adulte
B(a)P	2,9E-08	1E-09

La prise en compte des VTR selon un choix toxicologique aurait amené à un ERIO sommé de $9,5.10^{-8}$ pour le scénario moyen et $2,7.10^{-7}$ pour le scénario maximal au récepteur le plus impacté (contre 6.10^{-7} et 2.10^{-6} dans cette étude). **Le choix selon des critères toxicologiques renforce donc les conclusions de la présente étude.**

Inhalation

Tableau 43 : Discussion sur les VTR inhalation

Substances	VTR DGS retenue	VTR "choix toxicologique BURGEAP"	Incertitude
Arsenic	ERU = 4,3E-03	ERU = 1,5E-03	Majorant
Chrome VI	ERU = 1,2E-02	ERU = 4E-02	Minorant
Mercure	RfC = 0,3	MRL = 0,2	Minorant
B(a)P	ERU = 8,70E-02	ERU = 1,10E-03	Majorant
Benzène	RfC = 30	MRL = 10	Minorant
Toluène	RfC = 5000	MRL = 300	Minorant

Le toluène représente près de 14 % du risque pour les effets à seuil par inhalation pour le riverain le plus impacté. Le QD n'est cependant que de 0,02.

L'arsenic et le benzo(a)pyrène représentent respectivement près de 10 % et 5 % pour les effets sans seuil par inhalation pour le riverain le plus impacté.

Le toluène

L'US-EPA en 2005 a établi une RfC de 5 mg/m^3 sur la base de la synthèse des études menées sur l'homme (identiques à celles utilisées par les autres organismes). Cette valeur a été retenue selon les critères de la circulaire de la DGS.

Toutefois, l'absence de nouvelles études dans l'approche retenue par l'US-EPA (seul le facteur de sécurité est modifié) et d'autre part, la disproportionnalité entre cette VTR et celles des autres hydrocarbures aromatiques volatils auraient conduit à retenir la VTR de l'ATSDR de $300 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ (ATSDR, 2000) d'un point de vue critère toxicologique. Cette valeur a été établie à partir de suivi de travailleurs correspondant à la plus pénalisante entre les différents organismes US-EPA, ATSDR ; elle repose sur les effets neurologiques du toluène. De plus, cette valeur est proche de celle recommandée par l'OMS pour la qualité de l'air en Europe, vis-à-vis de l'ensemble des effets toxiques du toluène.

L'arsenic

L'US EPA propose un ERUi de $4,3.10^{-3} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$. 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 $4,3.10^{-3} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$ à partir de deux moyennes géométriques de $2,6.10^{-3}$ et $7,2.10^{-3} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$. 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

Dans le cadre de l'application de la circulaire DGS, nous avons choisi la valeur de l'US-EPA. Le nombre plus important d'études intégrées à l'élaboration de la VTR de l'OMS nous conduirait à choisir plutôt la VTR cancérigènes par inhalation des formes inorganiques de l'arsenic proposée par l'OMS soit un ERUi de $1,5.10^{-3} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$. La prise en compte de cette valeur entraînerait un niveau de risque pour l'arsenic 3 fois inférieur à celui obtenu avec la valeur de l'US-EPA.

Le benzo(a)pyrène

La valeur de $8,7 \cdot 10^{-2} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ proposée par l’OMS correspond à un mélange de HAP issu de cokerie et non au benzo(a)pyrène uniquement. Cette valeur basée sur des observations sur les travailleurs de cokerie et sur différents type de cancers (du poumon mais aussi des types de cancer plus variés (vessie, estomac) représentatifs du caractère multi-sites de la cancérogénicité du BaP). Par ailleurs, cette valeur a permis d’établir la valeur guide dans l’air en Europe (Air quality guidelines for Europe, 2000) de $1,2 \cdot 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ correspondant à la concentration à partir de laquelle la probabilité de cancer dépasse le seuil de 1 sur 10^5 .

L’ERUi de $1,1 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ a quant à lui été établi à partir de l’étude expérimentale de Thyssen et al. 1981. Dans cette étude, des hamsters mâles ‘Syrian golden’ ont été exposés à différentes concentrations de benzo[a]pyrène condensé dans des particules de chlorure de sodium. Pour les concentrations plus élevées, l’incidence des tumeurs du tractus respiratoire augmente avec la concentration de benzo[a]pyrène. Ces données ont été extrapolées par un modèle linéaire et un facteur de correction inter espèce a été appliqué. Un ERUi de $1,1 \cdot 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ a donc été proposé par l’OEHA pour le benzo[a]pyrène.

Les tableaux suivants présentent le risque associé au choix des VTR en fonction des critères toxicologiques.

Tableau 44 : Quotients de danger par substance pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation

Polluants	QDi VTR choix DGS	QDi VTR choix expertisé
	Adulte / Enfant	Adulte / Enfant
Mercuré	0,0002	0,0003
Benzène	0,01	0,04
Toluène	0,02	0,3

La prise en compte des VTR selon un choix toxicologique aurait amené à un QD de 0,04 pour le système sanguin et 0,3 pour le système nerveux (contre respectivement 0,06 et 0,05 dans cette étude).

Le choix de la VTR selon la DGS a amené à sous estimer le risque lié à l’inhalation. Toutefois les niveaux de risque estimés selon des critères de choix toxicologiques restent inférieurs à 1 et dans la fourchette basse de discussion du risque.

Tableau 45 : Excès de risque individuel par substance pour le récepteur le plus impacté – Exposition par inhalation

Polluants	ERi VTR choix DGS	ERi VTR choix expertisé
	Adulte	Adulte
Arsenic	1,66E-07	5,81E-08
Chrome VI	1,66E-08	5,52E-08
B(a)P	1,24E-06	1,57E-08

Pour les effets sans seuil, le choix toxicologique aurait amené à un excès de risque sommé pour l’adulte de $1,6 \cdot 10^{-6}$ (contre $1,8 \cdot 10^{-6}$ dans cette étude), soit un choix légèrement plus contraignant qu’avec le choix DGS. **Le choix selon des critères toxicologiques ne modifie donc pas les conclusions de l’étude concernant le risque par inhalation pour les effets sans seuil. L’Excès de Risque Unitaire pour le B(a)P peut donc être considéré comme non significatifs.**

11.5 Incertitudes liées à la modélisation

Les incertitudes relatives aux résultats de modélisation présentés sont principalement liées au calage avec le SO₂. On a vu que l'estimation de ces incertitudes était difficile dans le cadre de cette étude en raison des faibles niveaux considérés. Elle est également difficile à réaliser sur d'autres substances, en raison des sources non modélisées, ou de la complexité de quantification de certaines émissions diffuses.

Afin d'apporter des éléments d'informations concernant ces incertitudes, nous avons regroupé ici deux types d'informations. Les premières sont basées sur la littérature, et les données relatives à la validation du modèle ADMS ayant fait l'objet de publications internationales. Les secondes sont basées sur l'expérience de l'utilisation du modèle ADMS par NUMTECH dans le cadre d'études similaires portant sur d'autres zones industrielles en France.

11.5.1 Validations internationales du modèle ADMS

Plusieurs campagnes de mesures très documentées, effectuées sur des sites industriels durant les 50 dernières années, ont été référencées et leurs données intégrées à des bases de données destinées à évaluer a posteriori les modèles de dispersion atmosphérique. Parmi ces bases de données, on citera l'outil de référence européen d'évaluation MVK (Model Validation Kit). Cet outil regroupe les résultats de plusieurs campagnes de mesure réalisées dans des conditions idéales (rejet d'un traceur neutre, batteries de capteurs,...).

Plusieurs articles internationaux³²³³ rapportent les résultats de campagnes de comparaisons entre le modèle ADMS et les mesures sur site. On citera notamment :

- La campagne de mesures « Prairie Grass », réalisée sur terrain plat et herbeux. Les rejets se situent à 0.5 mètre au-dessus du sol, avec des conditions météorologiques pour moitié instables (convection) et pour moitié stables. Les mesures ont été effectuées sur des arcs situés à différentes distances de la source. Les simulations effectuées avec ADMS ont montré que les concentrations étaient proches des mesures dans les cas instables, et qu'elles avaient tendance à être légèrement sous-estimées dans les autres cas. Le biais fractionnel (caractérisant l'erreur systématique) est de 19%. Notons que ces tests montrent que ADMS donne des résultats tout à fait satisfaisants en champ proche (50 mètres de la source).
- La campagne intitulée « Indianapolis », se déroulant en milieu urbain dense, sans relief. Les émissions proviennent d'une cheminée de 83.8 mètres de haut. Sur cet exercice, ADMS a tendance à surestimer les concentrations à proximité des sources, et à les sous-estimer plus loin. Le biais fractionnel est de 10%. Globalement ADMS sous-estime les concentrations moyennes de 14%.
- L'exercice « OPEX Tanks », se situant dans une raffinerie. Les rejets sont émis par une source ponctuelle au niveau du sol, au milieu de plusieurs obstacles. Dans ce cas, ADMS sous-estime de 50% les concentrations moyennes.
- L'exercice « OPEX Matrix », se déroulant sur le même site que le précédent, mais cette fois avec des rejets provenant de plusieurs sources ponctuelles. ADMS surestime dans ce cas les concentrations moyennes d'environ 10%.
- Le cas « Duke Forest », correspondant à des rejets provenant de plusieurs sources ponctuelles situées près du sol, dans un champ, sans obstacles autour. ADMS sous-estime les concentrations moyennes d'environ 40%.

³² Hanna S.R., Egan B.A., Purdum J. and Wagler J. (1999), Evaluation of ISC3, AERMOD, and ADMS Dispersion Models with Observations from Five Field Sites. HC Report P020, API, 1220 LSt. NW, Washington, DC 20005-4070, 1999

³³ ADMS 3 validation Summary, CERC, 2001.

- Le cas « Kincaid », se déroulant dans une ferme, sur un terrain relativement plat, avec des émissions provenant d'une cheminée de 187 mètres de haut. Les concentrations moyennes sont bien estimées, avec une surestimation de seulement 3%.

La plupart de ces résultats a été repris et validé par l'Ecole Centrale de Lyon, dans le cadre d'une étude demandée par l'association RECORD en 2005³⁴.

Ces résultats montrent que si les données d'entrée sont bien maîtrisées et en présence de topographie peu marquée, l'incertitude sur les résultats du modèle n'excède pas 50% en moyenne annuelle, 40% sans obstacles majeurs sur site. Pour les sources plus élevées de type cheminée (cas typique des rejets de SO₂), cette incertitude reste inférieure à 20%.

11.6 Cas des métaux lourds

Les concentrations simulées sont nettement inférieures aux mesures. Outre les secteurs d'émission non modélisés (routier notamment), il faut noter ici également la période de mesure qui porte sur 2009, alors que les données simulées se basent majoritairement sur des émissions quantifiées pour l'année 2006. De plus, les flux simulés sont des flux moyens annuels ne prenant pas en considération des variations observées à la source.

Le tableau suivant présente les concentrations des métaux mesurés et les calculs de risque associés :

Moyenne sur 11 semaines de 2009	Mesures à Bassens (ng/m ³)	QD	ERI
Cadmium	0,13	0,007	1,0E-07
Nickel	3,2	0,04	5,2E-07
Plomb	7,3	-	3,8E-08
Arsenic	0,68	0,0007	1,3E-06

Les concentrations de métaux mesurées sur la commune de Bordeaux ne sont pas de nature à modifier les conclusions de l'étude.

11.7 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

³⁴ Laboratoire de Mécanique des Fluides et d'Acoustique, Ecole Centrale de Lyon, Modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques d'un site industriel – Vers un guide de l'utilisateur – 2ème partie: évaluation des modèles, 2005

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 et scénario d'autoconsommation

Il a été pris en compte pour l'élaboration des quotients de dangers et des excès de risque individuel, l'hypothèse que la population du domaine d'étude est exposée aux rejets du site 100 % du temps. Or, il s'avère que cette hypothèse est majorante au vu des données issues de la base CIBLEX. Cette base de données, élaborée par l'ADEME et l'Institut de Radioprotection de Sécurité Nucléaire (IRSN), contient de nombreux paramètres descriptifs de la population française et notamment le budget espace/temps, c'est-à-dire le temps passé à l'intérieur et à l'extérieur du lieu d'habitation.

Le tableau suivant présente, pour la population adulte, le temps moyen passé hors du lieu d'habitation (données départementales – Gironde). Les activités présentées sont données à titre d'exemple, cette liste n'étant pas exhaustive.

Tableau 46 : Temps passé à l'extérieur du lieu d'habitation pour une catégorie socio-professionnelle donnée en min/jour

	Adulte		Enfant	
	17 à 60 ans	Plus de 61 ans	1 à 2 ans	2 à 7 ans
Promenade hors lieu d'habitation	81	88	45	75
Lieu de travail/scolaire	444	247	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 cancérigènes.

Dans tous les cas, les temps d'exposition retenus sont supérieurs à ceux de la fréquentation des établissements. **Ce paramètre influe sur le risque cancérigène qui a donc été surestimé.**

Cette surestimation est d'environ 20 % pour l'enfant de 1 à 2 ans et d'environ 36 % pour un adulte de 17 à 60 ans.

La base CIBLEX a permis de définir également les taux d'autoconsommation sur le département. Si nous considérons un taux d'autoconsommation de 100%, c'est-à-dire que l'ensemble des produits alimentaires consommés proviennent de la zone d'influence des zones industrielles, les résultats obtenus sont les suivants :

- pour les effets à seuil : QD enfant de 0,03 et Qd adulte de 0,009,
- pour les effets sans seuils : ERI vie entière de $8,3 \cdot 10^{-8}$.

Les conclusions de l'étude ne s'en trouvent pas modifiées.

Il a été considéré qu'un riverain était présent à proximité des industriels DPA et EKA chimie (habitation du gardien). Si cette habitation venait à ne pu être utilisée l'excès de risque individuel lié au benzène rejeté par l'industriel n'existe plus sur la zone.

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 privatifs, les débits respectifs de 50 mg/événement pour les adultes et 100/150 mg/événement pour les enfants respectivement pour le scénario moyen et majorant 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, Clausing 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. Les valeurs préconisées dans l'Exposure Factor Handbook de l'US EPA de 2009 correspondent également à 100 mg/j pour les enfants. C'est la valeur que nous avons choisi de retenir pour le scénario moyen.

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]³⁵.

Par ailleurs, les valeurs issues de l'étude de Stanek (2001) nous indiquent un percentile 90 à 111 mg/h (pour une exposition chronique). **Ainsi la valeur de 150 mg/j retenue pour les enfants pour le scénario majorant paraît en effet surestimée mais reste dans une approche raisonnablement majorante et non aberrante.**

L'article de Ph. Glorennec³⁶ 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.

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

³⁵ INERIS (2001) Méthode de calcul des Valeurs de Constat d'Impact dans les sols, Novembre 2001

³⁶ Glorennec P. 2005. «Explicitation et réduction de l'incertitude liée à l'ingestion de sol en évaluation des exposition environnementales », Environnement, Risque et santé, Vol. 4, N°4, juillet-aout 2005.

facteurs de biotransfert ont été peu étudiés et sont mal connus. **L'incertitude inhérente à ces calculs aurait été alors difficilement maîtrisable.**

Toutefois, en raison des niveaux de risques estimés pour la voie ingestion de végétaux, cette incertitude n'est pas de nature à modifier les conclusions de la présente étude.

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 7.

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.

Selon des travaux menés dans les années 90 (Hülster et al., 1993, Müller et al., 1994, McCrady et al, 1990) l'INERIS considère qu'il n'y a pas contamination des feuilles et des fruits des végétaux par translocation à partir des racines pour les dioxines. Or dans cette étude un BCF feuilles a été pris en compte pour les dioxines. Les dioxines étant responsables à quasi 100% du risque à seuil pour la voie ingestion, il est intéressant de regarder les niveaux de risque pour un BCF feuilles nul pour les dioxines.

Dans le cas où le BCF pour les dioxines pour le transfert sol/feuilles est nul, le niveau de risque pour les effets à seuil pour la voie de l'ingestion serait de 0,58 contre 0,583 dans le cadre de notre étude. **Le choix de BCF pour les dioxines n'impacte donc pas les résultats du calcul de risque pour les effets à seuil de la voie de l'ingestion.**

En outre, 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 la significativité ou non du risque.**

Ce qu'il faut retenir

Incertitudes liées à l'estimation des flux de particules à l'émission :

Les flux de poussières à l'émission lors des déchargements de camion ont été estimés à partir d'équations théoriques.

Incertitudes liées au choix des VTR et du choix de traceur de risque

Un choix toxicologique pour les VTR pourrait être de nature à modifier les conclusions de l'étude pour le risque par ingestion pour les effets à seuil qui aurait été majoré pour le benzo(a)pyrène.

L'absence de l'habitation au nord de la zone d'Ambès écarte le risque lié au benzène.

Le risque lié au 1,3 butadiène peut être considéré comme non significatif suite aux hypothèses d'exposition majorante considéré.

Conclusions

CBxA091784 - A24491- RIn08815	
NGU/CV - CLD	
18/10/2010	Page : 120

La presqu'île d'Ambès et ses environs sont en particulier soumis à la pollution atmosphérique de différentes industries soumises à autorisation, avec notamment celles de la région du Bec d'Ambès, du Port Autonome de Bordeaux et l'UIOM de la commune de Cenon.

L'objet de l'étude est dans le but de protection de la santé des populations riveraines, d'évaluer les risques sanitaires chroniques encourus par les populations exposées aux rejets atmosphériques actuels qui impactent la presqu'île d'Ambès et ses environs. Les rejets atmosphériques gazeux passés ne sont pas pris en compte dans cette étude.

Cette étude se situe dans une démarche d'évaluation, et doit permettre de hiérarchiser les risques sanitaires et donc d'apporter aux instances administratives des informations utiles à la définition de priorités d'action en matière de gestion des risques.

Le cadre méthodologique choisi comme structure de référence est celui du guide méthodologique INERIS de Juillet 2003 sur l'évaluation des risques sanitaires qui définit les principes généraux de l'évaluation des risques sanitaires ainsi que celui du " Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact – février 2000" de l'InVS.

La première phase a consisté en la réalisation d'un inventaire des substances émises par les sources retenues pour cette étude, une étude préliminaire avait été réalisée en 2007. L'année de référence retenue est 2006, puis lorsque des modifications de process ou de nouvelles émissions atmosphériques ont été recensées, l'année 2009 a été prise en compte.

L'inventaire des émissions a permis d'identifier 60 composés émis sur la zone.

La seconde phase a permis de définir les voies et les scénarios d'exposition réalistes. Les paramètres d'exposition retenus sont ainsi ajustés. Les voies d'exposition retenues dans cette étude sont donc l'inhalation d'air et l'ingestion de sol, de végétaux, de viande de bovins et d'ovins, d'œufs et de lait.

L'identification des effets toxiques des substances émises sur la zone a également été réalisée lors de cette phase. Cette identification a permis dans un premier temps d'écarter les substances considérées comme non toxiques dans les bases de données consultées, pour lesquelles il n'existe pas de phrase de risque pour la voie d'exposition considérée et pour lesquelles il n'y a pas de VTR disponible. Dans un second temps, un choix de « traceur du risque » a été réalisé, en comparant les substances entre elles et en tenant compte à la fois des quantités émises (en flux annuel) et de la toxicité des substances. Le choix des traceurs de risques a permis de retenir 26 substances pour réaliser l'étude quantitative des risques sanitaires et 4 autres retenus pour comparaison aux valeurs guides. Puis une substance, l'éthanol, a été retenue comme « traceur de pollution».

Une fois le choix de traceurs de risques effectué, la modélisation de la dispersion de ces substances a été réalisée afin de définir le domaine d'étude. Ces phases de modélisation, conditions météorologiques et dispersion des substances ont été comparées, et validées par des mesures in situ pour le SO₂.

La troisième phase de l'étude a permis d'estimer les expositions des populations présentes sur la zone d'étude à été réalisée à partir des résultats de la modélisation des rejets actuels et des paramètres d'exposition.

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 et pour chaque organe cible. Les résultats sont comparés selon une échelle précise :

- risque supérieur à 5 : risque significatif ;
- entre 0,2 et 1: les hypothèses prises en compte sont discutées ;
- inférieur à 0,2 : risque non significatif.

Pour les effets sans seuil, les niveaux de risques sont évalués pour chaque substance et de façon globale. Les résultats sont discutés selon une échelle précise :

- risque supérieur à 10^{-4} : risque significatif ;
- entre 10^{-4} et 10^{-6} : les hypothèses prises en compte sont discutées ;
- inférieur à 10^{-6} : risque non significatif. Le risque cancérigène est étudié de façon globale afin d'apprécier le risque cancérigène global qui pèse sur la population exposée.

Les résultats de la caractérisation de l'exposition aux substances et la caractérisation du risque sont synthétisés ci après :

Substance dont les concentrations sont supérieures aux valeurs repères :

Le dioxyde de soufre :

En ce qui concerne le SO_2 , une comparaison à la valeur guide journalière de l'OMS (2005) de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été réalisée bien que cette étude porte sur les risques chroniques, en fonctionnement normal des installations, et ne tient pas compte des variations journalières des substances.

Pour cela le nombre de jours de dépassement de la valeur $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ont été estimés. Nous avons observé qu'il existe quelques journées où la valeur repère est dépassée sur l'année 2006. Toutefois les dépassements fréquents de cette valeur (entre 20 et 80 jours dans l'année) ne concernent pas des zones habitées. En zone habitée des dépassements sont observés entre 1 et 20 jours dans l'année (Ville de Macau et Saint Seurin de Bourg).

Pour les autres substances, les risques à seuils peuvent être considérés comme non significatifs.

Les risques sans seuils peuvent également être considéré comme non significatifs. Afin d'écartier toute incertitude, une campagne de mesure pour le 1,3 butadiène pourrait être envisagé à l'est de la zone de Bassens.

ANNEXES

CBxA091784 - A24491- RIn08815	
NGU/CV - CLD	
29/11/2010	Annexes