

ARKEMA

ARKEMA

Usine de Lannemezan (65)

Evaluation des risques sanitaires dans le cadre de la demande de dérogation

Rapport

Réf : 1048627-04 / SO1000231

JUPI / RBO / RBO

06/12/2023



GINGER
BURGEAP



ARKEMA

Usine de Lannemezan (65)

Evaluation des risques sanitaires dans le cadre de la demande de dérogation

Ce rapport a été rédigé avec la collaboration de :

Objet de l'indice	Date	Indice	Rédaction Nom / signature	Vérification Nom / signature	Validation Nom / signature
Rapport	25/10/2023	01	J. PICHEROT 	R.BOISSAT 	R.BOISSAT 
Rapport corrigé	07/11/2023	02	J. PICHEROT 	R.BOISSAT 	R.BOISSAT 
Rapport corrigé	24/11/2023	03	J. PICHEROT 	R.BOISSAT 	R.BOISSAT 
Rapport final	06/12/2023	04	J. PICHEROT 	R.BOISSAT 	R.BOISSAT 

Numéro de contrat / de rapport :	Réf : 1048627-04 / SO1000231
Domaine Technique	IC06

GINGER BURGEAP Aix-en-Provence, 1030, rue JRGG de la Lauzière-Les Milles - 13290 Aix-en-Provence
Tél : 04.42.77.05.15 • burgeap.marseille@groupeginger.com

SOMMAIRE

Introduction	6
1. Etape 1 : Evaluation des émissions	7
1.1 Localisation et activités du site	7
1.2 Caractérisation des émissions atmosphériques	7
1.2.1 Caractéristiques physiques des rejets concernés	7
1.2.2 Quantification des émissions atmosphériques	8
1.3 Caractérisation des rejets aqueux.....	9
1.3.2 Quantification des émissions par rejets aqueux	9
2. Etape 2 : Évaluation des enjeux et des voies d'exposition	10
2.1 Délimitation de la zone d'étude.....	10
2.2 Contexte environnemental	10
2.2.1 Conditions météorologiques.....	10
2.2.2 Topographie et occupation du sol	12
2.2.3 Contexte et usage hydrographique	13
2.3 Caractérisation des populations et des usages.....	15
2.3.1 Description de la population	15
2.3.2 Autres sources d'émissions de la zone	17
2.3.3 Synthèse des populations et des usages concernés	18
2.3.4 Potentiel de transfert	19
2.3.5 Toxicité des composés.....	19
2.4 Conceptualisation de l'exposition	20
2.4.1 Les sources de danger.....	20
2.4.2 Les voies d'exposition	20
2.4.3 Cibles et durée d'exposition	20
2.4.4 Synthèse de l'élaboration du schéma conceptuel	21
3. Etape 3 : Evaluation des risques sanitaires	22
3.1 Identification des dangers.....	22
3.2 Évaluation des relations dose-réponse	22
3.2.1 Les valeurs toxicologiques de référence	22
3.2.2 Autres valeurs de référence retenues pour les effets chroniques	24
3.3 Scénarii d'exposition	24
3.4 Évaluation des niveaux d'expositions	25
3.4.1 Estimation des concentrations dans l'air ambiant (modélisation)	25
3.4.2 Estimation des concentrations dans l'eau	28
3.4.3 Calcul des niveaux d'exposition	29
3.5 Caractérisation des risques sanitaires	31
3.5.1 Méthodologie de calcul des risques	31
3.6 Comparaison aux valeurs de gestion	31
3.6.1 Concentrations dans l'air ambiant	31
3.6.2 Concentrations dans l'eau.....	32
3.7 Discussion des incertitudes.....	33
3.7.1 Quantification des émissions annuelles	33
3.7.2 Détermination des concentrations dans les milieux	34
3.7.3 Temps d'exposition	34
3.7.4 Valeurs toxicologiques de référence	35
Conclusions	36

TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques des rejets canalisés émetteurs de NOx	7
Tableau 2 : Emissions annuelles maximales autorisées d'oxydes d'azote retenus (kg/an)	8
Tableau 3: Caractéristiques des rejets aqueux du site	9
Tableau 4: Quantification des émissions maximales du rejet aqueux	9
Tableau 5. Chiffres clés des communes de la zone d'étude	16
Tableau 6 : Usages des milieux	18
Tableau 7 : Classification en termes de cancérogénicité	19
Tableau 8 : Synthèse des VTR retenues – exposition chronique – voie inhalation	23
Tableau 9: Synthèse des VTR retenues – exposition chronique – voie ingestion	23
Tableau 10: Valeurs de référence retenues pour évaluer les effets chroniques du NO ₂	24
Tableau 11: Valeurs de référence retenues pour les rejets aqueux – Classes et indices de la qualité de l'eau par altération (SEQ-EAU V2 2003)	24
Tableau 12 : Synthèse de la fréquence d'exposition par scénario - inhalation	25
Tableau 13 : Paramètres utilisés dans ADM5 pour la modélisation de la dispersion atmosphérique	26
Tableau 14 : Tableau des concentrations modélisées au niveau des récepteurs	28
Tableau 15: Concentrations estimées dans la Baïse Darré en aval du rejet d'ARKEMA	28
Tableau 16 : Calcul des doses d'exposition à seuil par inhalation pour les récepteurs adultes	29
Tableau 17 : Calcul des doses d'exposition à seuil par ingestion pour les récepteurs	30
Tableau 18: Comparaison des valeurs maximales modélisées au niveau des récepteurs aux valeurs guides – Air ambiant	32
Tableau 19: Comparaison des valeurs calculées aux valeurs guides (SEQ-EAU V2 2003) – Classes et indices de la qualité de l'eau par altération	32
Tableau 20: Représentativité des données relatives à la quantification des émissions de l'installation	33
Tableau 21 : Synthèse des incertitudes relatives aux données d'entrée générales de la modélisation.....	34
Tableau 22 : Temps passé à l'extérieur du lieu d'habitation en min/jour (population entre 2 000 et 20 000 habitants par commune)	35

FIGURES

Figure 1 : Localisation du site	7
Figure 2 : Localisation des rejets de NOx.....	8
Figure 3: Localisation du point de rejet des eaux du site d'ARKEMA	9
Figure 4 : Zone d'étude.....	10
Figure 5 : Rose des vents de la station Météo France Campistrous (2020-2022).....	11
Figure 6 : Température et précipitations sur la station Météo France Campistrous (2020-2022).....	11
Figure 7 : Relief de la zone.....	12
Figure 8 : Occupation des sols	12
Figure 9: Données relatives à la Baïse Darré.....	13
Figure 10: Données des états écologiques et chimiques pour la Baïse Darré 1971-2023	14
Figure 11 : Communes avoisinantes de la commune de Lannemezan	15
Figure 12 : Localisation des zones habitées les plus proches	16
Figure 13 : Localisation des ERP dits sensibles les plus proches	17
Figure 14 : Localisation des ICPE dans la zone d'étude.....	17
Figure 15: Localisation des axes routiers et voies ferrées principaux.....	18
Figure 16 : Détail des voies d'exposition pour les rejets aqueux	20
Figure 17 : Schéma conceptuel	21
Figure 18 : Concentration moyenne annuelle modélisée en dioxyde d'azote ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).....	27
Figure 19 : Percentile 99 des concentrations journalières maximales (P99) modélisées en dioxyde d'azote ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	27

ANNEXES

Annexe 1. Hypothèses et détails des calculs des doses d'exposition

Annexe 2. Présentation du logiciel ADMS

Introduction

L'établissement à Lannemezan de la société ARKEMA souhaite réaliser une demande de dérogation relative à la mise en œuvre des Meilleures Techniques Disponibles pour les **émissions atmosphériques de NOx de l'incinérateur** ainsi que pour les **émissions aqueuses de DCO, MES et AOX**.

GINGER BURGEAP a conduit l'évaluation des risques sanitaires, nécessaire à la demande de dérogation. Cette évaluation vise à apprécier les effets (impacts) potentiellement induits par une installation en activité sur la santé des populations voisines et sur l'environnement aquatique. Les outils méthodologiques sont appliqués à travers 3 étapes successives que sont :

- **Étape 1** : évaluation des émissions atmosphériques de NOx de l'ensemble des installations du site (incluant l'incinérateur) et des rejets aqueux de DCO, MES et AOX.
- **Étape 2** : évaluation des enjeux et des voies d'exposition ;
- **Étape 3** : évaluation quantitative des risques sanitaires du rejet de l'incinérateur et des chaudières sur la base d'une modélisation de la dispersion des rejets de NOx et de l'impact sur l'environnement aquatique sur la base des concentrations mesurées dans les rejets aqueux.

L'évaluation quantitative des émissions est l'étape préalable et indispensable à l'étude (**étape 1**). Elle consiste à quantifier les émissions atmosphériques annuelles et les émissions annuelles dans les rejets aqueux pour un fonctionnement normal des installations actuelles.

L'évaluation des enjeux et des voies d'exposition (**étape 2**) permet d'établir le schéma conceptuel de l'exposition des cibles aux émissions des installations du site, à travers les relations entre :

- Sources de pollution et substances émises ;
- Les milieux et vecteurs de transfert ;
- Les cibles identifiées à partir des usages recensés.

Enfin, l'impact sanitaire est évalué au travers de calculs de risques sanitaires (**étape 3**) à partir des concentrations atmosphériques modélisées et des concentrations estimées en aval du rejet dans les eaux du milieu (Baïse).

Les principaux documents utilisés pour mener à bien cette étude sont :

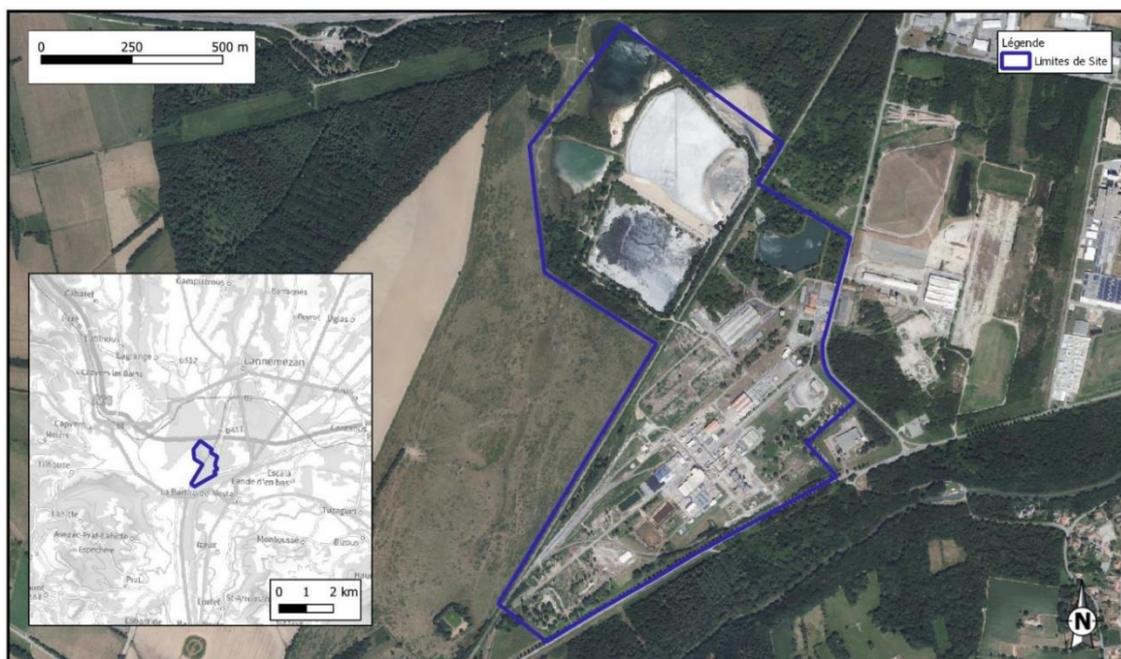
- Les arrêtés préfectoraux n°2012283-0004, 65-2021-09-07-00001 et 65-2021-02-11-004
- La circulaire du 9 août 2013 relative à la démarche de prévention et de gestion des risques sanitaires des installations classées soumises à autorisation ;
- La circulaire du 8 février 2007 – La démarche d'interprétation de l'état des milieux (IEM) – et guide associé (MEDD 2007) ;
- Le « Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact » édité par l'InVS (février 2000) ;
- Le « Guide méthodologique d'évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des ICPE liés aux substances chimiques » édité par l'INERIS (2003) ;
- Le guide INERIS « Évaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires - Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées » - Août 2013 mise en jour en septembre 2021 ;
- La note d'information N° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 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 et de la gestion des sites et sols pollués
- La dernière version du « Bilan des choix de VTR disponibles sur le portail des substances chimiques de l'INERIS ».

1. Etape 1 : Evaluation des émissions

1.1 Localisation et activités du site

Le site ARKEMA est localisé sur la commune de Lannemezan dans le département des Hautes Pyrénées (65). Il fabrique de l'hydrazine et ses dérivés intervenant notamment dans la fabrication des matières plastiques, des produits chimiques, agrochimiques et pharmaceutiques.

Figure 1 : Localisation du site



1.2 Caractérisation des émissions atmosphériques

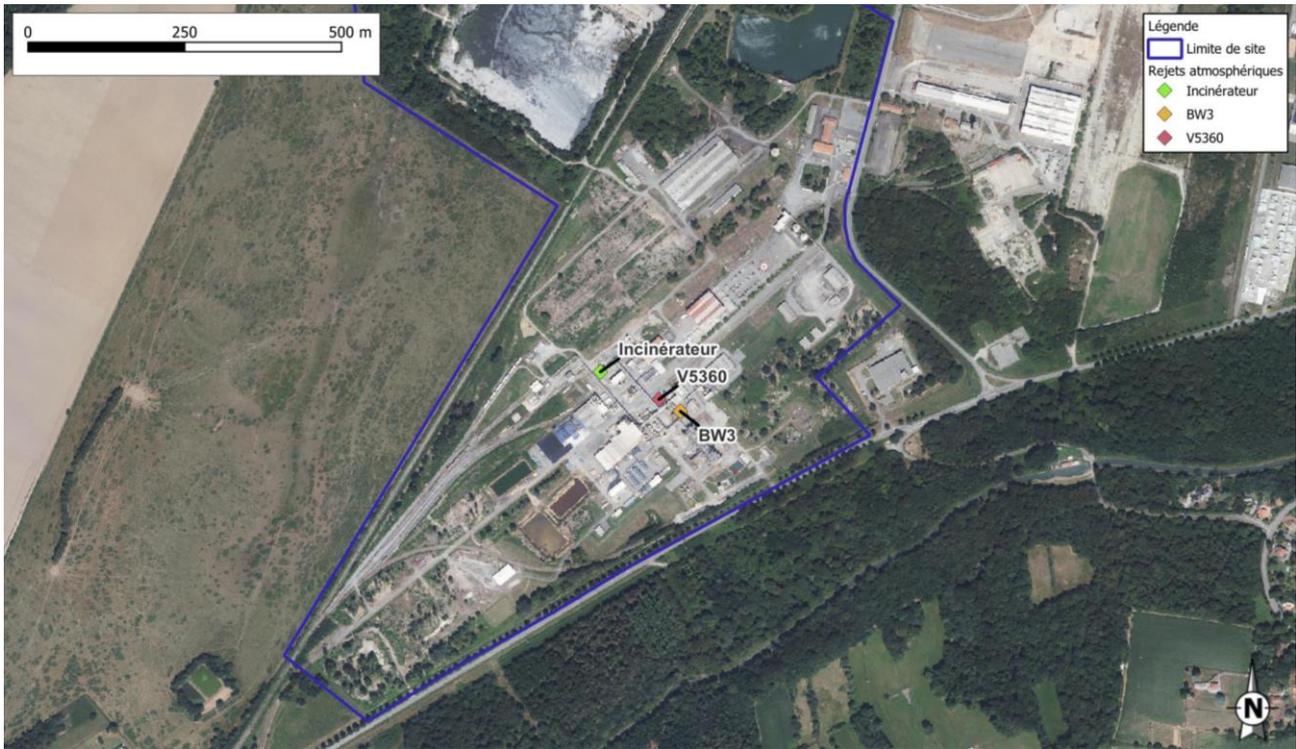
1.2.1 Caractéristiques physiques des rejets concernés

Dans le cadre de cette étude, l'ensemble des sources émettrices de NOx ont été retenu, soit **3 rejets canalisés** provenant des sorties de l'incinérateur et des chaudières dont les caractéristiques physiques et la localisation sont présentées ci-dessous :

Tableau 1 : Caractéristiques des rejets canalisés émetteurs de NOx

Rejet	Hauteur émission (m)	Diamètre du rejet (m)	Température du rejet (°C)	Débit sec (Nm ³ /h)
Incinérateur	18.3	0.95	250	16 000
Chaudière BW3	26.0	1.25	130	20 000
Chaudière V5360	21.0	1.25	100	26 099

Figure 2 : Localisation des rejets de NOx



1.2.2 Quantification des émissions atmosphériques

Les émissions annuelles (en kg/an) des rejets canalisés sont estimées à partir :

- des **débits volumiques limites** (donc maximum) à l'émission prescrit par les arrêtés préfectoraux n°2012-283-0004 pour les rejets canalisés de l'incinérateur et n° 65-2021-02-11-004 pour les rejets canalisés des chaudières ;
- des **valeurs limites à l'émission** reportées selon les rejets et la substance dans l'arrêté préfectoral n°2012-283-004 (VLE pour les NO_x pour le rejet incinérateur), dans l'arrêté préfectoral complémentaire n° 65-2021-02-11-004 (VLE pour les NO_x pour les chaudières BW3 et V5360).
- d'un **temps de fonctionnement** considéré comme continu (100% de l'année).

Le tableau ci-dessous synthétise les émissions annuelles maximales autorisées de NO_x ainsi obtenues et retenues pour l'évaluation des impacts.

Tableau 2 : Emissions annuelles maximales autorisées d'oxydes d'azote retenus (kg/an)

Rejets	Débit (Nm ³ /h) Données AP	Emissions de NO _x	
		Concentration (mg/Nm ³)	Flux (kg/an) (8760h/an)
Incinérateur	16 000	400	56 064
Chaudière BW3	20 000	152	26 630
Chaudière V5360	26 099	104	23 777

1.3 Caractérisation des rejets aqueux

1.3.1 Présentation des rejets

Le site ARKEMA présente actuellement un point de rejet pour lequel le BREF CWW définit des NEA-MTD : Le point de rejet E1 (rejet lagunes) : rejet des eaux issues des process ainsi que des effluents provenant de la purge des chaudières et une partie des eaux de refroidissement des dérivés. L'ensemble de ces eaux transitent par des bassins de lissage (lagunes) avant rejet.

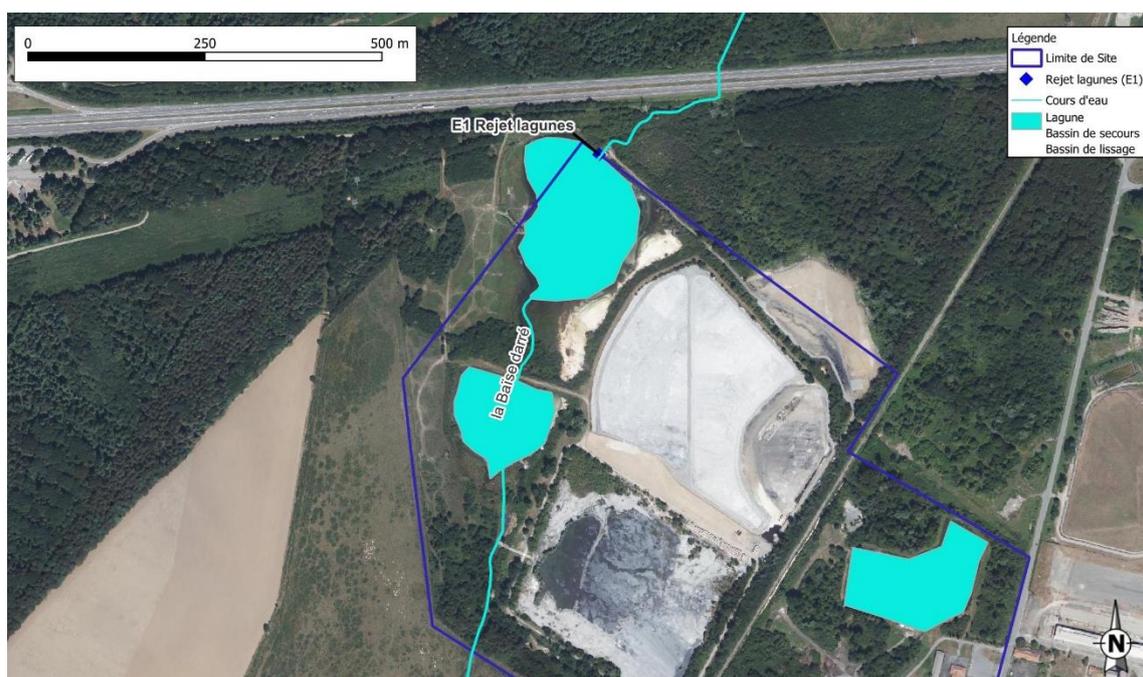
Les caractéristiques physiques du rejet aqueux et sa localisation sont présentées ci-dessous :

Tableau 3: Caractéristiques des rejets aqueux du site

Rejet	Débit horaire moyen (m ³ /h)	Milieu récepteur
E1 (Rejet lagunes)	243	La Baïse Darré

Le débit horaire moyen issu du rejet E1 est basé sur les valeurs mesurées entre le 1^{er} janvier 2018 et le 31 août 2023.

Figure 3: Localisation du point de rejet des eaux du site d'ARKEMA



1.3.2 Quantification des émissions par rejets aqueux

Les flux annuels ont été estimés sur la base des valeurs limites présentées dans l'annexe de l'arrêté préfectoral du 7 juin 2021 pour les substances concernées par cette demande de dérogation. Une concentration du rejet a été recalculée sur la base des flux maximums et du débit horaire moyen présenté précédemment.

Tableau 4: Quantification des émissions maximales du rejet aqueux

Substance	Flux maximal (kg/j)	Débit horaire moyen (m ³ /h)	Concentration recalculée (mg/l)
DCO	225	243 (soit 5832000 l/j)	38.58
MES	375		64.30
AOX	4.9		0.84

2. Étape 2 : Évaluation des enjeux et des voies d'exposition

L'évaluation doit être adaptée au contexte environnemental et populationnel du site pour que la gestion des impacts le soit aussi. En ce sens, cette étape consiste à recenser et analyser les données pertinentes sur la zone d'étude, en particulier sur les populations et les usages des milieux.

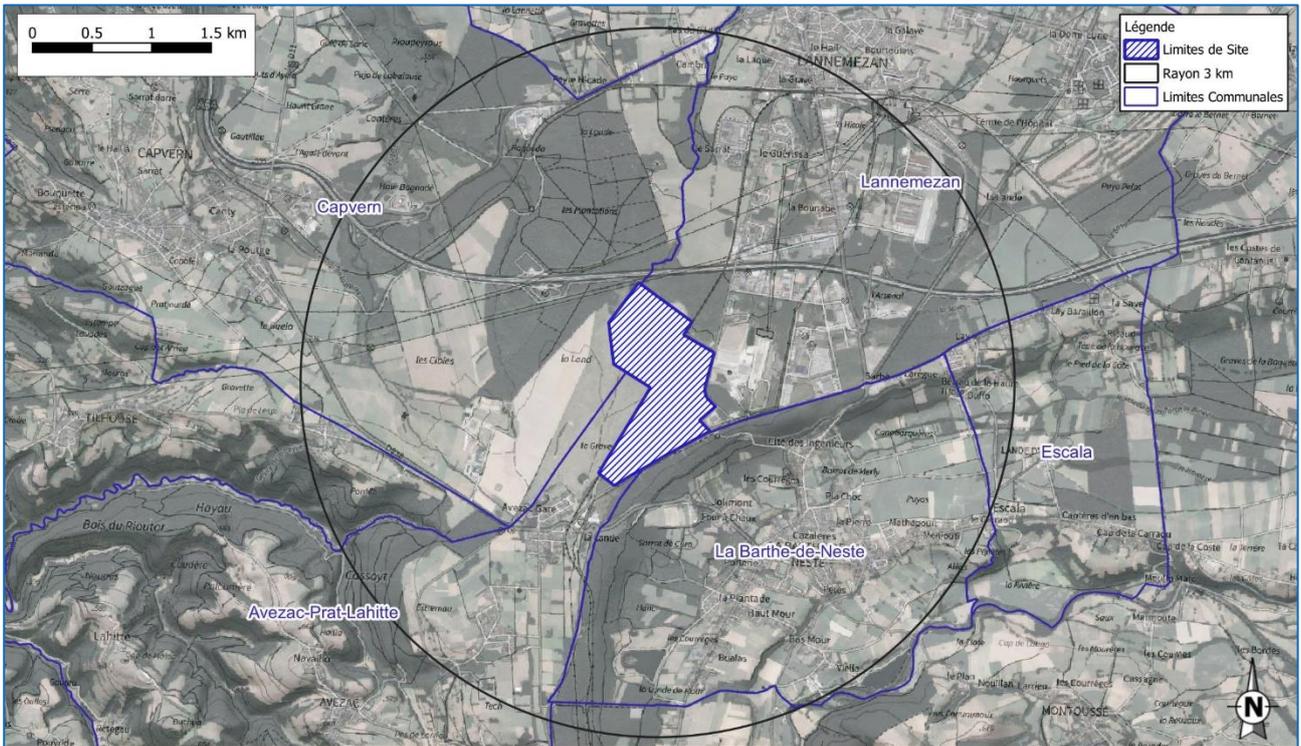
A partir de ces informations, le schéma conceptuel a pour objectif de préciser les relations entre :

- Les sources d'émissions atmosphériques et les substances émises (voir chapitre précédent) ;
- Les différents milieux et vecteurs de transfert ;
- Les usages et les populations exposées.

2.1 Délimitation de la zone d'étude

La zone d'étude correspond en première approche à une zone de rayon de 3 km centrée sur le site, cette distance est typiquement utilisée dans ce type d'étude.

Figure 4 : Zone d'étude



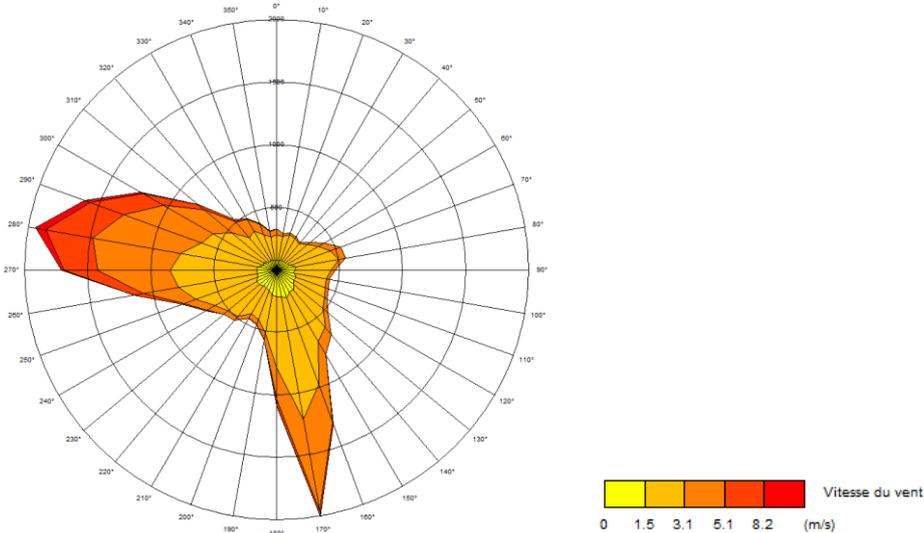
2.2 Contexte environnemental

2.2.1 Conditions météorologiques

Les zones d'impact sont influencées par l'interaction entre les émissions atmosphériques, la météorologie et la topographie. La connaissance des paramètres météorologiques est donc 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. Les directions et vitesses de vent sont des paramètres essentiels dans la dispersion atmosphérique car ils déterminent la trajectoire des panaches. Les vitesses de vent et la nébulosité influent en outre sur la dilution du panache.

Une analyse des conditions de vent observées au niveau de la station de mesures Météo-France de Campistrous (station du Centre de Recherches Atmosphériques), située à environ 4 kilomètres au nord du site, est présentée ci-après.

Figure 5 : Rose des vents de la station Météo France Campistrous (2020-2022)



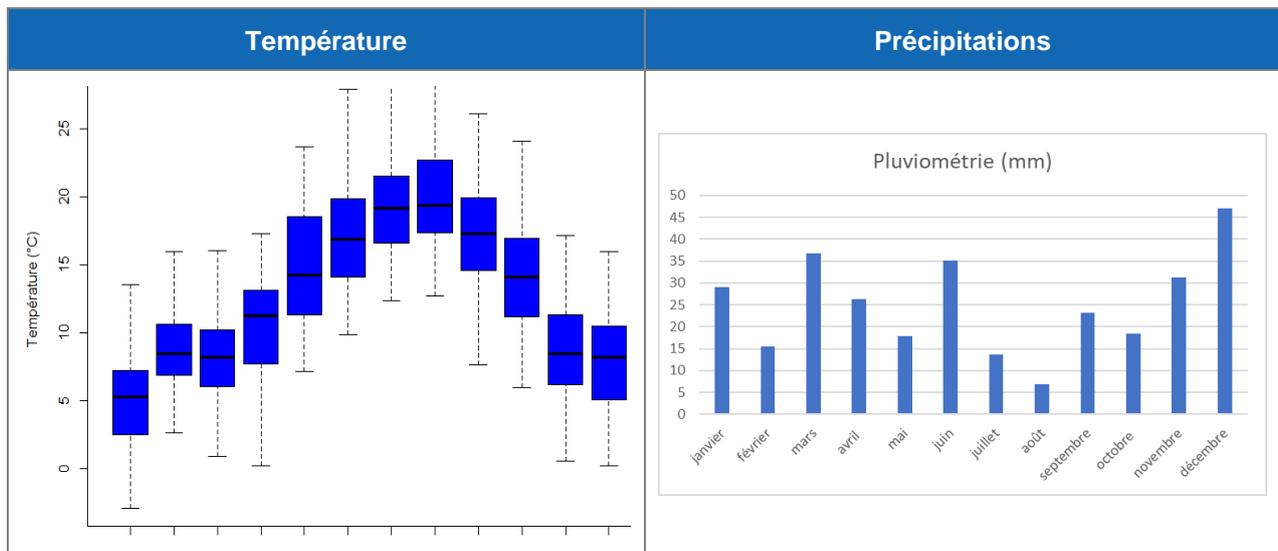
Source : Météo France, Campistrous

La rose des vents est marquée par deux composantes principales :

- une composante de secteur Ouest-Nord-Ouest, marquée par des vents pouvant dépasser les 5 m/s en vitesse moyenne,
- une composante de secteur Sud-Sud-Est avec des vents généralement plus faibles (moins de 5 m/s en moyenne) .

Les conditions de températures et précipitations moyennes entre 2020 et 2022 (graphiques ci-dessous) montrent des températures moyennes mensuelles comprises entre 5 et 20 °C, et des cumuls mensuels de précipitation compris entre 6 mm et 47 mm.

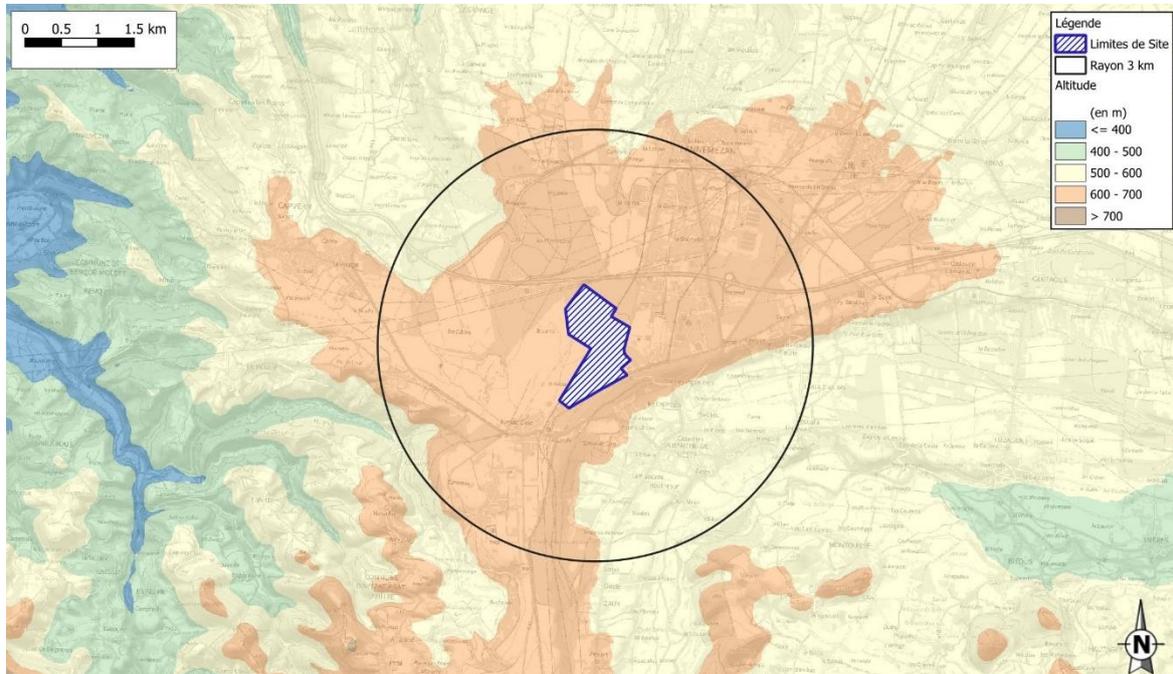
Figure 6 : Température et précipitations sur la station Météo France Campistrous (2020-2022)



2.2.2 Topographie et occupation du sol

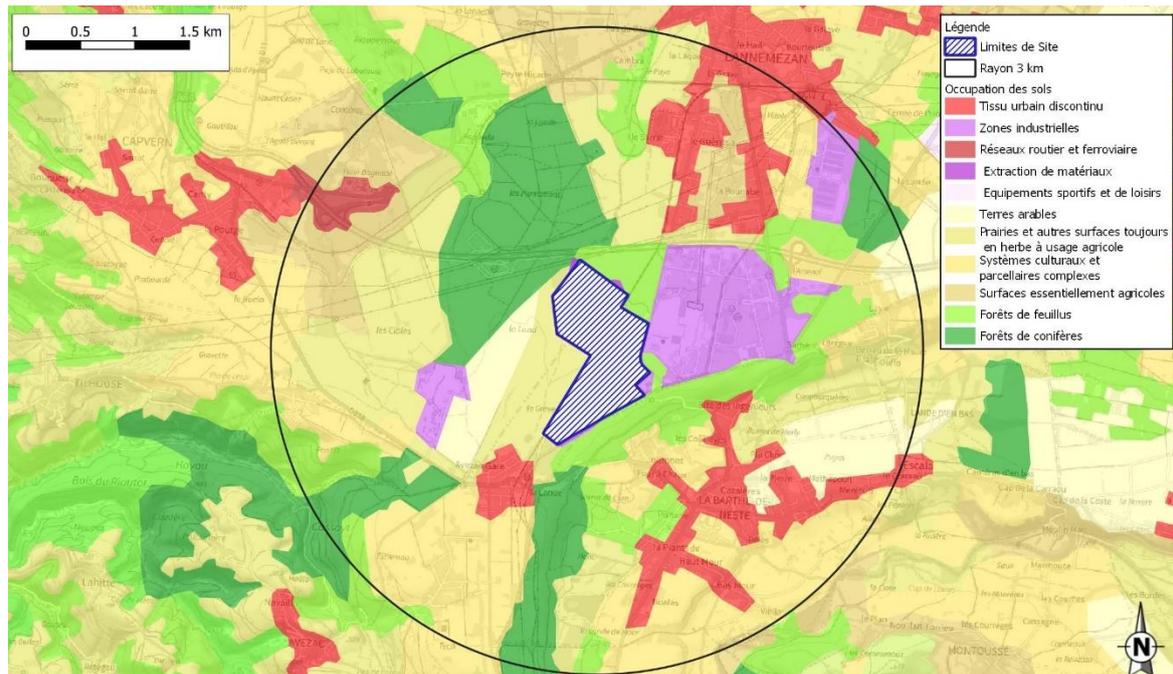
Le site se situe sur le plateau de Lannemezan, connu pour être soumis au vent, influençant ainsi la répartition en surface des concentrations de polluants.

Figure 7 : Relief de la zone



En ce qui concerne l'occupation des sols autour du site concerné, celui-ci est implanté au sein d'un tissu industriel à l'est, des tissus urbains non continus de Lannemezan (La Barthe-de-Neste et Avezac-Prat-Lahitte) ainsi que de terres arables et forêts .

Figure 8 : Occupation des sols



2.2.3 Contexte et usage hydrographique

Le milieu récepteur du rejet est le ruisseau de la Baïse Darré, d'une longueur de 10 km. Dans le cadre du SDAGE 2022-2027, elle représente la masse d'eau FRFR563-3. La Baïse Darré se jette dans la Petite Baïse, au lieu-dit Pujol, sur la commune de Clarens, à 8 km du point de rejet ARKEMA. La Petite Baïse conflue ensuite avec la Sole.

Figure 9: Données relatives à la Baïse Darré



Source : https://adour-garonne.eaufrance.fr/massedeau/FRFR563_3

D'après la banque nationale des prélèvements quantitatifs en eau (BNPE), aucun captage d'eau potage d'eaux superficielles n'est recensée sur les deux cours d'eau. De plus, aucune activité de loisir n'est recensée sur ce cours d'eau. Dans une optique majorante, et afin de conserver cette voie d'exposition et les hypothèses des précédentes études menées par GINGER BURGEAP, une activité récréative de baignade sera cependant retenue.

Dans la zone d'étude, la Baïse Darré possède 2 stations de suivi, dont la plus proche en aval hydrique du site est la station n°05111100 (La Baïse Darré à Lannemezan), située à environ 1500 mètres du rejet lagune E1 d'ARKEMA. Au niveau de cette station de mesures, **un débit d'étiage (QMNA5) de 1449 m³/h** est fourni en 2011 par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, aux Laboratoires des Pyrénées et des Landes.

Sur les données disponibles auprès de l'agence de l'eau du bassin Adour Garonne, les données écologiques et chimiques pour ce cours d'eau présentent une amélioration de la qualité du milieu et des données généralement « bonnes » à « très bonnes » pour les différents paramètres

Figure 10: Données des états écologiques et chimiques pour la Baïse Darré 1971-2023

Historique des états écologique et chimique (Données de 1971 à 2022)

Indices	Seuils bon état	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Ecologie																										
Physico chimie																										
Oxygène																										
COD (mg/l)	≤ 7 mg/l			3.5	3.2	4.4	4.7	4.9	5.7	5.7	5.9	5.9	5.9	5.4	3.9	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.4	4.3	4.39	4.1	4.8	5.2
DBO5 (mg O2/l)	≤ 6 mg/l	3	3	3	2	2	2	3	3	4	4	4	3.6	2	1	1	1.7	1.9	2.4	2.3	2.5	2.4	2.4	2.3	1.9	2.2
O2 Dissous (mg O2/l)	≥ 6 mg/l	6.6	6.9	6.6	6.6	6.6	9.1	6.9	6.9	8.4	8.5	8.6	8.6	7.3	7.3	8	8.6	8.6	8.6	8.9	8.91	9.1	9	9	8.7	8.8
Taux saturation O2 (%)	≥ 70%	84	89	88	88	88	89	87	87	87	89	90	90	80	78	87	91	90	90	94	95	96.7	96.7	97	96	96
Nutriments																										
NH4+ (mg/l)	≤ 0.5 mg/l	3.5	3.6	3.9	3.9	4.1	3.9	4.1	3.9	4.25	3.8	4.7	3.64	3	0.94	1.2	1	1	0.7	0.54	0.98	1.04	1.04	0.97	0.99	0.99
NO2- (mg/l)	≤ 0.3 mg/l	0.3	0.3	0.29	0.26	0.26	0.3	0.3	0.22	0.29	0.3	0.39	0.37	0.39	0.27	0.27	0.22	0.18	0.18	0.14	0.13	0.13	0.13	0.09	0.09	0.12
NO3- (mg/l)	≤ 50 mg/l	6.7	6.8	6.8	6	7	9	9	7	7	7	6.6	8	8	8	6	8	5	5	4.67	4.67	4.67	4.54	4	4	4
Ptot (mg/l)	≤ 0.2 mg/l			0.06	0.07	0.07	0.07	0.03	0.03	0.03	0.13	0.13	0.13	0.03	0.03	0.03	0.02	0.04	0.04	0.02	0.02	0.03	0.03	0.03	0.02	0.03
PO4(3-) (mg/l)	≤ 0.5 mg/l	0.4	0.09	0.06	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.02	0.02	0.03	0.02	0.02	0.03	0.01	0.01	0.02	0.02
Acidification																										
pH min (U pH)	≥ 6 U pH	7.5	7.8	7.7	7.7	7.7	7.8	7.9	7.9	7.9	7.6	7.5	7.5	7.6	7.6	7.5	7.6	7.6	7.6	7.7	7.8	7.8	7.7	7.7	7.8	7.9
pH max (U pH)	≤ 9 U pH	8.2	8.2	8.2	8.2	8.2	8.2	8.2	8.2	8.2	8.1	8	8	8.1	8.1	8	8.03	8.1	8.1	8.1	8.07	8.09	8.1	8.1	8.1	8.1
Température (°C)	≤ 21,5° (Eaux saum./cyrn.)	18.1	18.1	18.3	16.7	16.3	16.1	16.3	17	17.1	18	18	18.4	17	18.4	19	17	17	17	17	17	16.5	17	17	17	17
Biologie																										
IBD 2007 (I20)	≥ 1434										20	19.1	18.73	17.9	18	17.97	18.13	18.17	18.47	18.73	18.17	18.17	18.07	18.77	18.43	18.5
Polluants spécifiques																										

Source : <https://adour-garonne.eaufrance.fr/data/ficheStation?stq=05111100&panel=raw>

2.3 Caractérisation des populations et des usages

2.3.1 Description de la population

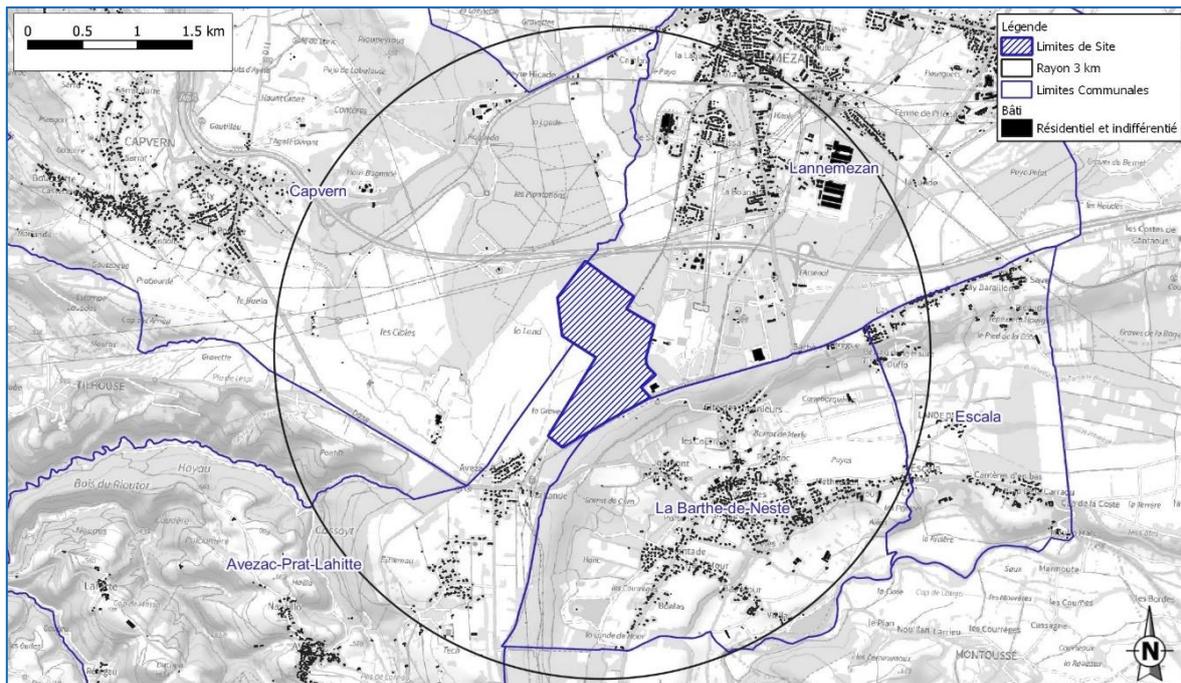
2.3.1.1 Population générale

La zone d'étude regroupe les principaux centres de population et autres enjeux d'importance locale. Elle permet ainsi de considérer à la fois les zones d'impact maximales théoriques et les principaux milieux à protéger.

Le site ARKEMA est situé sur la commune de Lannemezan (65). Les autres communes avoisinantes dont les bâtiments résidentiels sont situés à moins de 3 km du site sont :

- Escala;
- La Barthe-de-Neste ;
- Avezac-Prat-Lahitte.

Figure 11 : Communes avoisinantes de la commune de Lannemezan



A partir des données INSEE (recensement de la population en 2020 et enquête du logement 2018), les populations sont décrites en termes d'effectif total, de répartition par tranche d'âge et par sexe pour les communes situées dans la zone d'étude et citées précédemment.

L'effectif cumulé de ces communes est de 7 988 habitants avec :

- Un taux d'habitants de moins de 15 ans de 14% (inférieur au niveau national – 18 %) ;
- Un taux d'habitants de plus de 75 ans de 14% (supérieur au niveau national – 9 %) ;
- Près de 84 % de la population réside toute l'année sur ces communes, la commune de l'Avezac-Prat-Lahitte présentant une proportion moins importante avec près de 25% de logements en résidence secondaires ou vacants;
- 45 % de la population habite dans une maison et est susceptible d'avoir un jardin sur la commune de Lannemezan, cette proportion est supérieure à 93% pour les autres communes de la zone d'étude.

Le tableau suivant présente les chiffres clés de l'INSEE relatifs à la population sur les communes de la zone d'étude.

Tableau 5. Chiffres clés des communes de la zone d'étude

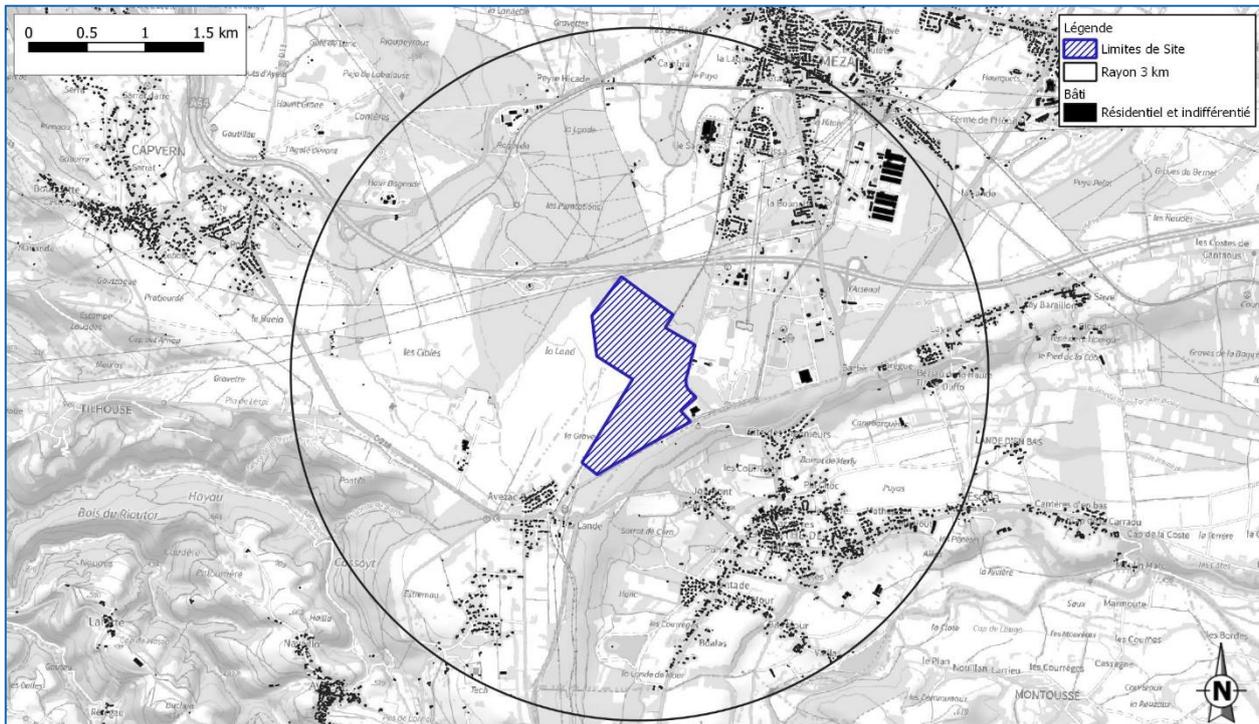
Commune	Nombre d'habitants	Indicateur de densité	Habitants de < 15 ans (%)	Habitants de > 75 ans (%)	Résidences principales (%)	Maisons (%)
Lannemezan	5803	Petite ville	12.2%	15.8%	83.0%	55.7%
La Barthe-de-Neste	1230	Rural à habitat dispersé	15.7%	13.8%	88.9%	92.6%
Escala	354	Rural à habitat dispersé	12.4%	17.2%	88.5%	93.3%
Avezac-Prat-Lahitte	601	Rural à habitat dispersé	15.9%	10.3%	75.2%	98.0%
Total	7988		14.0%	14.3%	83.9%	84.9%
National			17.8%	9.3%	82.3%	52.7

Source : INSEE, 2020, 2018

2.3.1.2 Riverains du site, ERP et populations sensibles

Les habitations les plus proches sont situées à moins de 300 mètres au sud-ouest du site et entre 500 et 800 mètres au sud-est au nord-est du site.

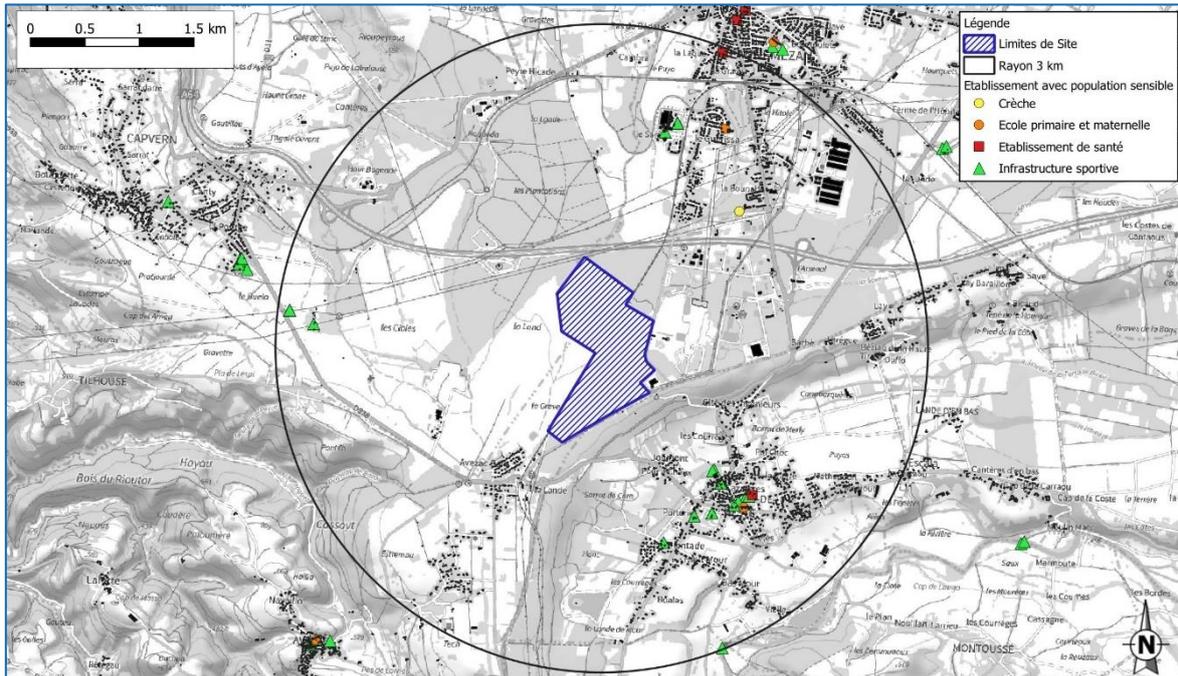
Figure 12 : Localisation des zones habitées les plus proches



Plusieurs établissements pouvant recevoir des populations dites sensibles (compte tenu de leur âge et de leur état de santé) à savoir écoles maternelles et primaires, crèches, et établissements de santé sont situés dans le périmètre d'étude. La carte ci-après précise leur localisation.

On recense ainsi 2 écoles primaires et maternelles, 2 établissements de santé dont le Centre Hospitalier de Lannemezan, 1 crèche et plusieurs infrastructures sportives.

Figure 13 : Localisation des ERP dits sensibles les plus proches

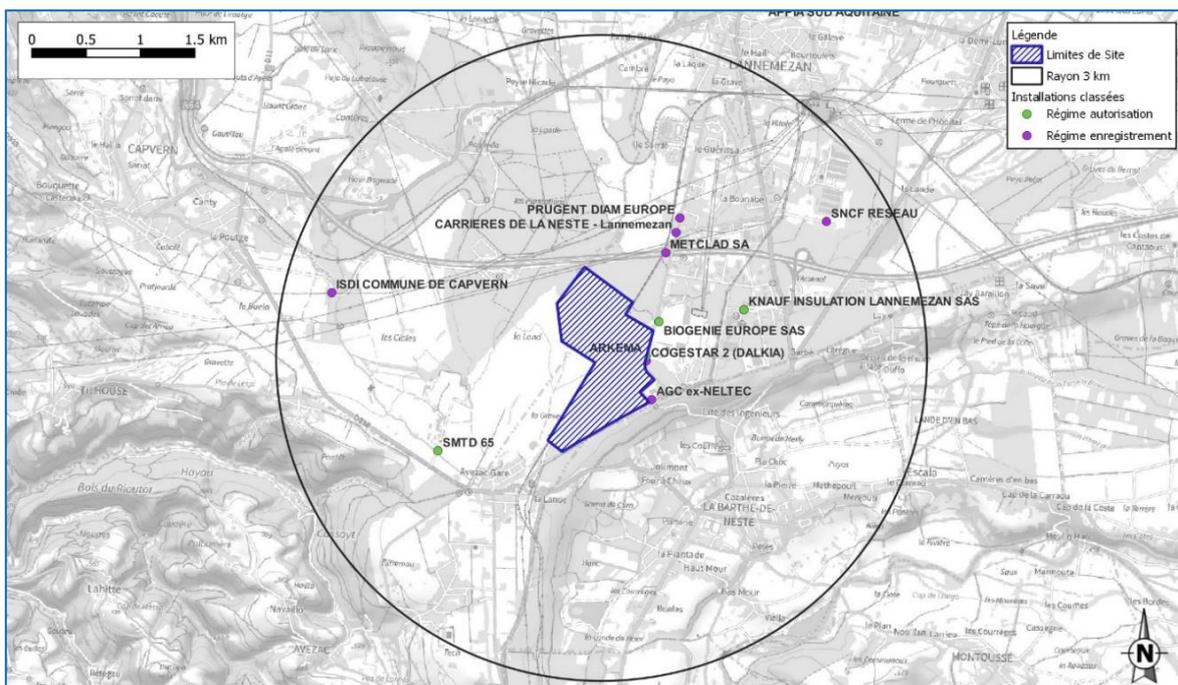


2.3.2 Autres sources d'émissions de la zone

► Les sites industriels voisins

Plusieurs installations classées pour la protection de l'environnement sont situées à proximité de la plateforme industrielle d'Arkema : 6 sont classées avec un régime Autorisation et 4 sont soumises à un régime d'Enregistrement. Les installations notamment situées à l'est du site (Cogestar, Knauf insulation) sont susceptibles d'émettre des polluants à l'atmosphère.

Figure 14 : Localisation des ICPE dans la zone d'étude

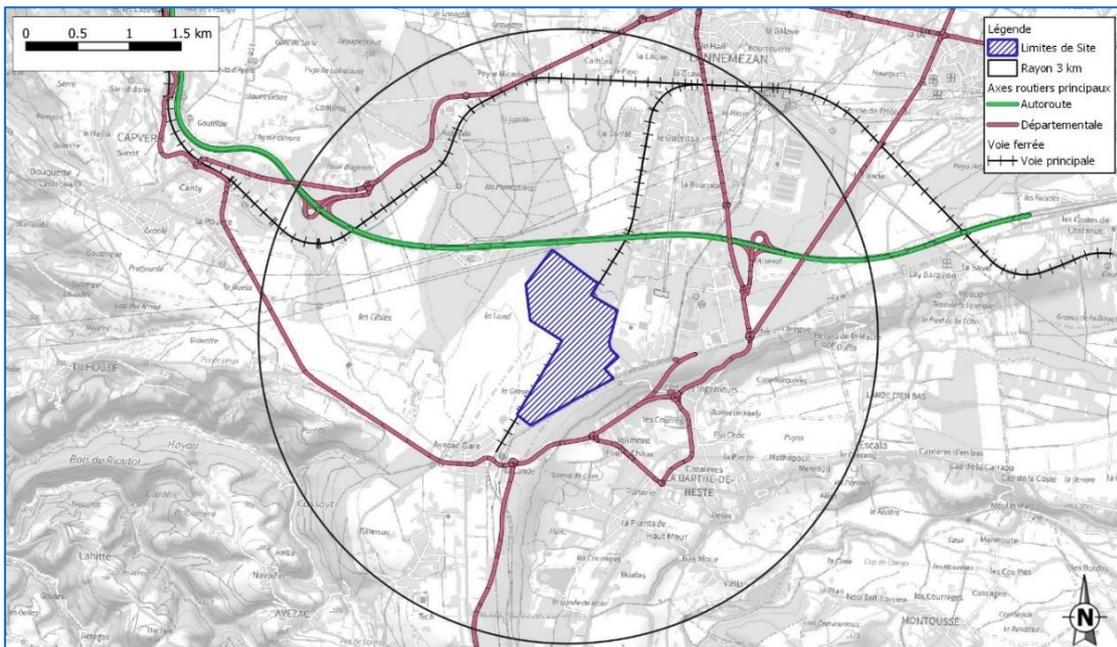


En ce qui concerne les rejets aqueux potentiels d'autres activités industrielles, il a été identifié 2 autres points de rejets dans la zone d'étude : Lanograph Sérigraphie et la Méridionale des Bois et Matériaux, tous deux situés en aval hydrique du site d'ARKEMA.

► Réseau de transports

Les principaux axes routiers présents dans la zone d'étude sont, au Nord de l'installation, l'autoroute A64 et au sud et est du site les départementales D938 et D939. Des voies ferrées sont également présentes reliées à la Gare de Lannemezan. Une voie ferrée traverse le site d'Arkema. Ainsi, un certain nombre de voies de transport sont présentes sur le domaine d'étude. Ces réseaux de transport sont également à l'origine d'émissions de polluants atmosphériques (gaz, poussières, ...) mais également potentiellement dans le milieu aqueux (eaux de voiries, ...).

Figure 15: Localisation des axes routiers et voies ferrées principaux



2.3.3 Synthèse des populations et des usages concernés

Le tableau ci-après récapitule les principaux usages mis en évidence à l'issue de la caractérisation de la zone d'étude :

Tableau 6 : Usages des milieux

Milieu	Usage des milieux identifié
Air	Présence d'habitations et de populations sensibles sur la zone d'étude (dont des riverains à 300 mètres du site) Présence de travailleurs sur les sites industriels voisins
Sols	Activités agricoles (cultures) Aires de jeux et terrains de sport Présence d'espaces verts au droit de certaines écoles Zones d'habitation avec jardins potagers familiaux potentiels
Végétaux	Activités agricoles (cultures) Zones d'habitation avec jardins potagers familiaux potentiels
Eau de surface	Usage récréatif (baignade) dans la Baise Darré (optique majorante, conservation des précédentes hypothèses)

Compte tenu des usages identifiés dans la zone d'étude, les cibles à considérer sont :

- Les populations, résidant ou séjournant dans la zone, incluant les populations sensibles recensées ;
- Les travailleurs présents dans les entreprises voisines.

Ces populations sont constituées :

- D'adultes pour les travailleurs ;
- D'enfants et d'adultes pour les autres cibles retenues.

2.3.4 Potentiel de transfert

Les oxydes d'azote sont des composés gazeux. La dispersion atmosphérique est l'unique voie de transfert de ces substances.

Les eaux de la Baïse Darré sont la voie de transfert des composés rejetés par le site ARKEMA (MES, DCO et AOX)

2.3.5 Toxicité des composés

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. Dans la présente étude, seul le risque chronique est évalué.

En ce qui concerne le potentiel cancérigène d'une substance, différents organismes internationaux (l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (Classement CIRC), l'Union Européenne (UE) (Classement CLP) et l'US-EPA distinguent différentes catégories ou classes. Celles-ci sont présentées dans le tableau suivant. Seule la classification de l'UE a un caractère réglementaire. C'est également la seule qui classe les substances chimiques quant à leur caractère mutagène et reprotoxique.

Tableau 7 : Classification en termes de cancérogénéité

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

Pour les composés étudiés émis dans l'atmosphère :

L'US-EPA classe le dioxyde d'azote dans le **groupe D** (preuves insuffisantes) tandis qu'il n'est pas classé par le CLP et le CIRC-IARC.

Pour les composés étudiés rejetés dans le milieu aqueux :

Aucun des paramètres considérés dans le cadre des rejets dans le milieu aqueux n'est classé cancérigène par les différents organismes (DCO, MES et AOX). Quant aux effets potentiels de ces paramètres sur le milieu aqueux, ils concernent principalement une asphyxie des organismes aquatiques en cas de DCO trop importante, des effets sur les organismes vivants (augmentation de la mortalité des poissons et destruction

de l'habitat) et sur l'eau (augmentation de la température, augmentation du transport d'éléments toxiques, ...) en cas de MES trop importante et des effets d'accumulation sur les organismes vivants pour les AOX.

2.4 Conceptualisation de l'exposition

2.4.1 Les sources de danger

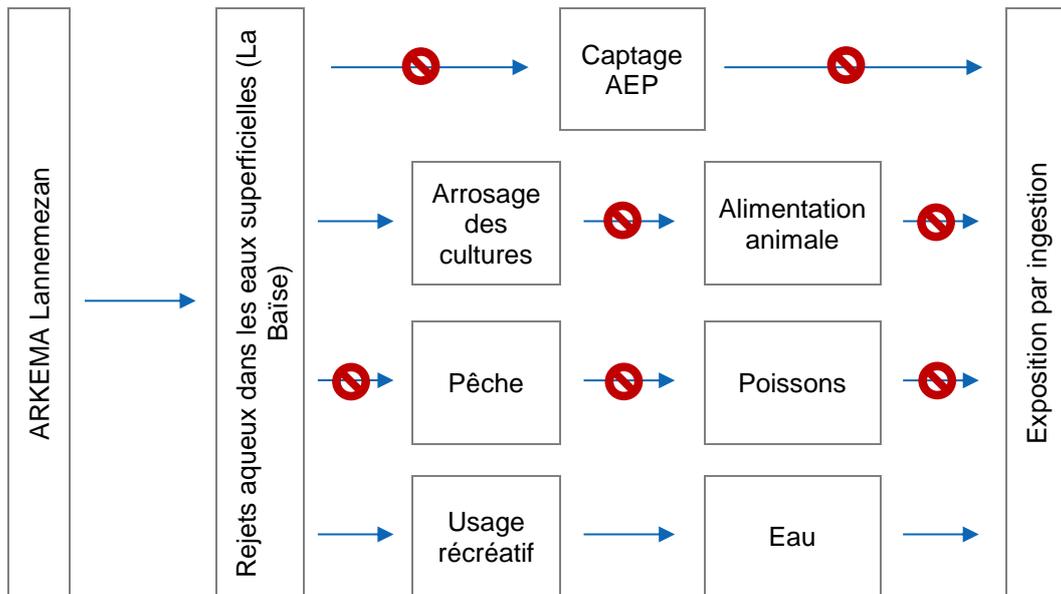
Les installations d'ARKEMA émettent au niveau de 3 rejets canalisés des oxydes d'azote. Sont rejetés également dans le milieu récepteur, dans le cadre de cette demande de dérogation, de la DCO, les MES et des AOX. Ceci constitue des **sources de danger**.

2.4.2 Les voies d'exposition

Pour les polluants atmosphériques restant à l'état gazeux (oxydes d'azote), les effets pertinents correspondent à des **expositions par inhalation** (voie respiratoire).

Pour les polluants transférés dans les eaux (Baïse Darré), les effets pertinents correspondent à des **expositions par ingestion d'eau** (voie orale). En effet, dans une approche sécuritaire, **l'impact sanitaire en lien avec un éventuel usage récréatif de ce cours d'eau est retenu**, mais il n'est pas considéré d'autre voie d'exposition (absence de captage AEP, absence d'activité de pêche, absence d'arrosage des cultures).

Figure 16 : Détail des voies d'exposition pour les rejets aqueux



2.4.3 Cibles et durée d'exposition

L'évaluation porte sur les risques pour les populations riveraines, **exposées de façon chronique** aux **émissions atmosphériques et aqueuses** du site. Compte tenu de l'environnement du site, nous prenons comme cible la population la plus exposée à savoir la plus proche du site résidant ou travaillant dans sa zone d'influence.

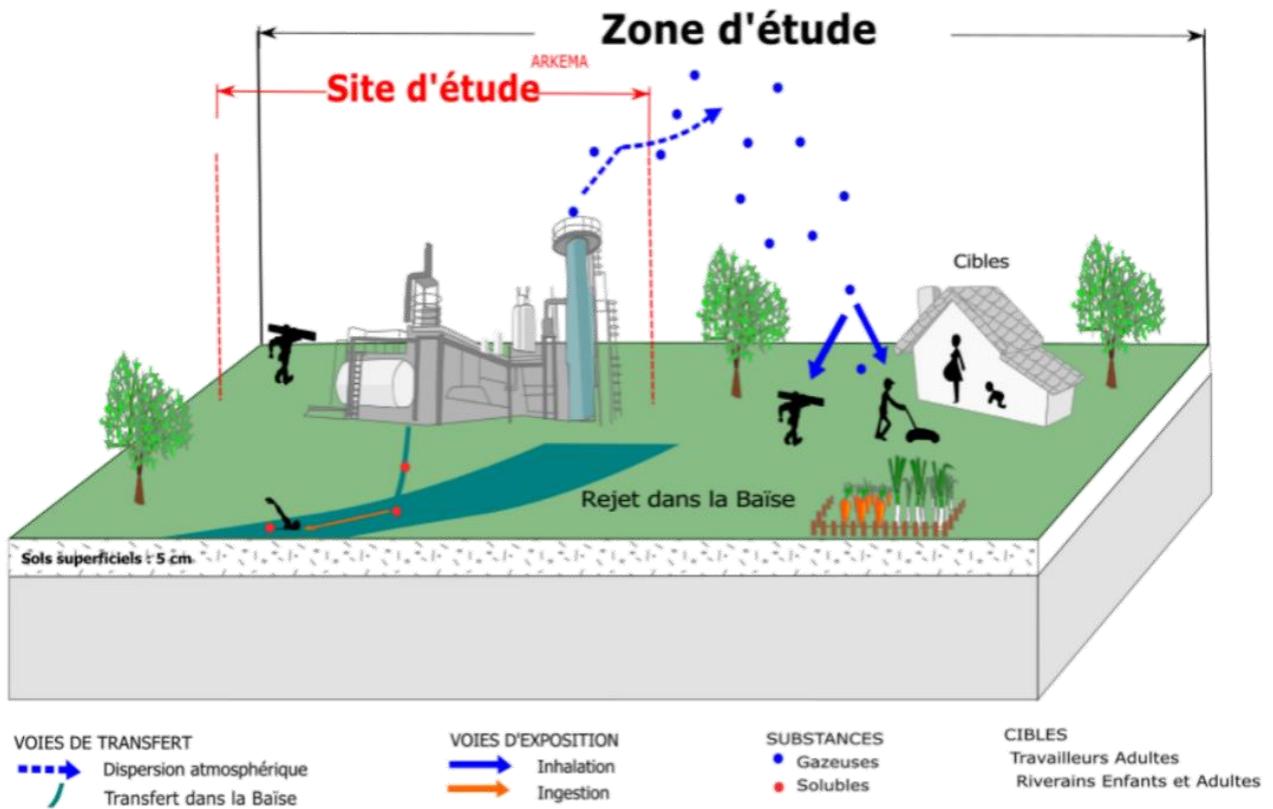
2.4.4 Synthèse de l'élaboration du schéma conceptuel

Pour rappel, le schéma conceptuel a pour objectif de préciser les relations entre :

- Les sources de pollution et les substances émises ;
- Les différents milieux et vecteurs de transfert ;
- Les milieux d'exposition et leurs usages.

Si l'un de ces éléments n'existe pas, alors il y a absence de risques. Le schéma conceptuel retenu dans le cadre de cette étude est ainsi proposé sur la figure ci-après :

Figure 17 : Schéma conceptuel



3. Étape 3 : Evaluation des risques sanitaires

L'Évaluation des Risques Sanitaires (ERS) est une démarche visant à décrire et quantifier les risques sanitaires consécutifs à l'exposition de personnes à des substances toxiques. Elle s'applique depuis 2000 à l'analyse des effets potentiels liés à la toxicité des substances chimiques émises par les ICPE dans leur environnement. Elle est décrite dans le guide méthodologique de l'INERIS (2003) reprise dans la version de 2013) intitulé « Substances chimiques – évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact des installations classées ».

Les 4 étapes fondamentales de l'évaluation quantitative des risques sanitaires ont été identifiées par le National Research Council (NRC) en 1983 :

- L'identification des dangers ;
- L'évaluation des relations dose-réponse ;
- L'évaluation de l'exposition ;
- La caractérisation du risque.

La présente évaluation quantitative des risques sanitaires est réalisée pour le mode de fonctionnement actuel du site et du rejet.

3.1 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 précédemment, les effets toxiques ont été collectés et notamment les effets cancérogènes (apparition de tumeurs), les effets mutagènes (altération du patrimoine génétique) ainsi que les effets sur la reproduction (reprotoxicité).

En ce qui concerne le potentiel cancérogène, différents organismes internationaux (l'OMS, l'Union Européenne et l'US-EPA) distinguent différentes catégories ou classes. Seule la classification de l'Union Européenne a un caractère réglementaire. C'est également la seule qui classe les substances chimiques quant à leur caractère mutagène et reprotoxique.

Tous les modes d'exposition ont été traités en effets chroniques, correspondant à de longues durées d'exposition (supérieures à 7 ans pour l'US-EPA et supérieures à 1 an pour l'ATSDR) quelle que soit la voie d'exposition.

3.2 Évaluation des relations dose-réponse

3.2.1 Les valeurs toxicologiques de référence

► Généralités

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). 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), dont la distinction est proposée ci-dessous :

- Les effets toxiques à seuil de dose : existence d'un seuil d'exposition en dessous duquel l'effet néfaste n'est pas susceptible de se manifester. Il s'agit des effets toxiques non cancérogènes et des effets cancérogènes non génotoxiques.
- Les effets toxiques sans seuil de dose (essentiellement les effets cancérogènes génotoxiques) : Difficulté 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. 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. 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.

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

► Sélection des VTR

La note d'information N° DGS/EA1/DGPR/2014/307 du 31 octobre 2014 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 et de la gestion des sites et sols pollués est prise en compte pour la sélection des VTR.

En l'absence de VTR établie par l'ANSES, en application de la note DGS/DGPR précitée, les différentes VTR actuellement disponibles seront recherchées de façon à discuter le choix réalisé sur les critères suivants :

- Les valeurs issues d'études chez l'homme par rapport à des valeurs dérivées à partir d'études sur les animaux. Par ailleurs, la qualité de l'étude pivot sera également prise en compte (protocole, taille de l'échantillon, ...)
- Les modes de calcul (degré de transparence dans l'établissement de la VTR) et les facteurs de sécurité appliqués constitueront également un critère de choix ;
- Les valeurs issues d'organismes reconnus (européens ou autres).
- Ainsi, en l'absence d'expertise nationale ou de VTR proposée par l'Anses, la VTR sera retenue selon l'ordre de priorité défini par la circulaire DGS/DGPR du 31/10/2014 à savoir :
 - La VTR la plus récente parmi les trois bases de données : US-EPA, ATSDR ou OMS sauf s'il est fait mention par l'organisme de référence que la VTR n'est pas basée sur l'effet survenant à la plus faible dose et jugé pertinent pour la population visée ;
 - Puis, si aucune VTR n'était retrouvée dans les 4 bases de données (Anses, US-EPA, ATSDR et OMS), la VTR la plus récente proposée par Santé Canada, RIVM, l'OEHHA ou l'EFSA.

Le choix des VTR retenues pour des expositions chroniques par inhalation et ingestion sont présentées dans les tableaux ci-après :

Tableau 8 : Synthèse des VTR retenues – exposition chronique – voie inhalation

Substance	CAS Number	Type d'effet	Organe critique	Valeur	Source
NO ₂	10102-44-0				Pas de VTR disponible

Tableau 9: Synthèse des VTR retenues – exposition chronique – voie ingestion

Substance	CAS Number	Type d'effet	Organe critique	Valeur	Source
MES	-				Pas de VTR disponible pour une exposition par ingestion
DCO	-				Pas de VTR disponible pour une exposition par ingestion
AOX	-				Pas de VTR disponible pour une exposition par ingestion

3.2.2 Autres valeurs de référence retenues pour les effets chroniques

► Milieu « air »

En l'absence de VTR pour le NO₂, les valeurs guides annuelles publiées en 2021 par l'OMS seront employées afin d'apprécier qualitativement l'impact de la présence de cette substance sur le long terme sur la population.

Ces valeurs guides correspondent à une moyenne annuelle de 10 µg/m³ et de 25 µg/m³ pour le percentile 99 des moyennes journalières.

Tableau 10: Valeurs de référence retenues pour évaluer les effets chroniques du NO₂

Substance	CAS Number	Période	Organe critique	Valeur	Source
Dioxyde d'azote (NO ₂)	10102-44-0	Moyenne annuelle	Système respiratoire	VG = 10 µg/m ³	OMS (2021)
		P99 des moyennes journalières	Système respiratoire	VG = 25 µg/m ³	OMS (2021)

► Milieu « eau »

En ce qui concerne les paramètres sur le milieu aqueux, il n'existe pas de donnée de référence pouvant être utilisée pour les substances concernées dans les différents documents réglementaires (directive 2013/39/UE fixant des normes de qualité environnementale (NQE), arrêté du 25 janvier 2010 modifié par l'arrêté du 27/07/18 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface, décret n° 2003-462 du 21 mai 2003 relatif aux dispositions réglementaires des parties I, II et III du code de la santé publique pour les eaux de baignade). Les seules données disponibles pour les paramètres concernés sont celles proposées par le Système d'Évaluation de la Qualité de l'Eau (SEQ-EAU) version 2 (2003) :

Tableau 11: Valeurs de référence retenues pour les rejets aqueux – Classes et indices de la qualité de l'eau par altération (SEQ-EAU V2 2003)

Paramètre	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
DCO (mg/l O ₂)	20	30	40	80	
MES (mg/l)	2	25	38	50	
AOX (mg/l)	Pas de données disponibles				

3.3 Scénarii d'exposition

Au regard des populations identifiées à proximité du site, les cibles potentielles sont les travailleurs et/ou les riverains. Ces cibles seront définies selon deux scénarii d'exposition :

- **Scénario « Riverain »**

Pour ce scénario, il est considéré une population constituée d'adultes et d'enfants :

- Des enfants résidant dans les logements. L'âge des enfants résidant ou séjournant à proximité du site est supposé être compris entre 0 et 6 ans. Dans une approche majorante discutée au paragraphe incertitudes, ces enfants sont considérés comme présents 24h/jour, 365 jours par an, à leur domicile. Le temps d'exposition est pris égal à 6 ans.
- Des adultes résidant dans les logements ou séjournant dans les établissements de santé. Dans une approche majorante discutée au paragraphe incertitudes, ces adultes sont présents 24 h/jour, 365 jours par an à leur domicile. La durée d'exposition est prise égale à 30 ans.

- **Scénario « Travailleur » / « Riverains »**

Pour ce scénario, il est considéré une population constituée d'adultes employés dans les entreprises et/ou industries situés à proximité du site et habitant dans la zone. Conformément aux préconisations de l'INERIS, il est considéré une exposition de 20% du temps sur leur lieu de travail et 80% à leur domicile. La durée d'exposition est prise égale à 30 ans.

Tableau 12 : Synthèse de la fréquence d'exposition par scénario - inhalation

Paramètre	Scénario « Riverain »	Scénario «Travailleur/riverain »
Temps d'exposition par scénario	100% du temps au niveau du riverain considéré	20% du temps au niveau de l'entreprise (I1) + 80% du temps au niveau du riverain le plus impacté

Il convient de préciser qu'en l'absence de données sur le transfert des polluants de l'air extérieur vers l'air intérieur où les riverains et les travailleurs passent une grande partie de leur temps, il a été considéré que les concentrations dans l'air intérieur sont égales à celles dans l'air extérieur. Par conséquent, le temps passé à l'intérieur des habitations n'est pas distingué du temps passé à l'extérieur.

- **Scénario « Baigneur »**

Pour ce scénario, il est considéré une population constituée d'adultes et d'enfants ingérant 0.01 l/h d'eau pendant la baignade pour une fréquence d'exposition de 13 h/an (5 baignades par an), **soit 0.13 l/an**. Ces données correspondent aux valeurs « typiques » du modèle intégré RISC.

3.4 Évaluation des niveaux d'expositions

3.4.1 Estimation des concentrations dans l'air ambiant (modélisation)

L'objectif de cette phase est d'estimer par modélisation les concentrations environnementales liées au fonctionnement normal de l'installation, sur une période longue (chronique), dans l'un des milieux d'exposition sélectionnés à la suite de l'établissement du schéma conceptuel, à savoir l'air ambiant.

Pour cela, il a été mis en œuvre un modèle de dispersion atmosphérique, ADMS 5 (version 5.2), modèle gaussien 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 par les institutions publiques et privées de la pollution atmosphérique, en France (INERIS), et dans le monde (US-EPA). Il a été validé par l'outil européen d'évaluation des modèles de dispersion : le « Model Validation Kit » [Olesen, 2010]¹. Il se base en effet sur les technologies et les connaissances les plus récentes dans le domaine.

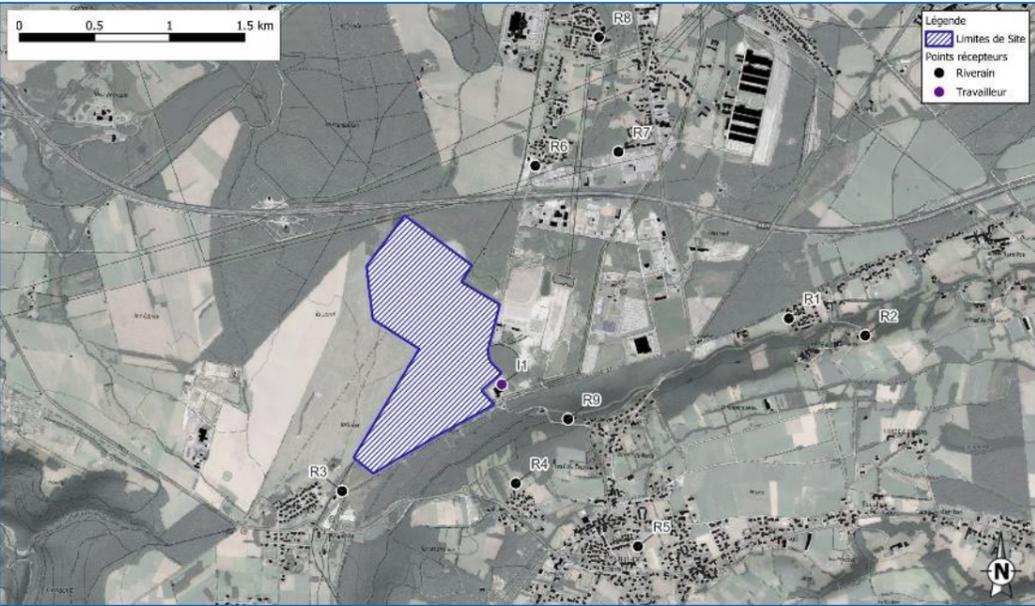
Les spécificités de ce logiciel sont présentées en Annexe 2.

► Paramétrage du modèle

Les différents paramètres retenus pour la modélisation de la dispersion atmosphérique sont résumés dans le tableau ci-dessous :

¹ Olesen H. R. and Chang J.C. (2010), 'Consolidating tools for model evaluation', International Journal of Environment and Pollution, 40, 1/2/3.

Tableau 13 : Paramètres utilisés dans ADM5 pour la modélisation de la dispersion atmosphérique

Paramètre	Données utilisées	Commentaire																
Domaine de modélisation	<input checked="" type="checkbox"/> Domaine d'étude <input type="checkbox"/> Autre	Dimensions : Carré de 6 km de côté centré sur le site Résolution : 40 mètres adaptée à la taille du site et la distance des cibles																
Données météorologiques locales	<input type="checkbox"/> Observations réelles <input type="checkbox"/> Données modélisées <input type="checkbox"/> Données statistiques	<input checked="" type="checkbox"/> Vitesse du vent <input checked="" type="checkbox"/> Direction du vent <input checked="" type="checkbox"/> Températures <input checked="" type="checkbox"/> Précipitations <input checked="" type="checkbox"/> Nébulosité totale ~ Paramètres de stabilité <input checked="" type="checkbox"/> Période considérée : 2020, 2021, 2022 <input checked="" type="checkbox"/> Fréquence des données : horaires interpolées Localisation de la station : Campistrous (hors Nébulosité : Lourdes)																
	Total des données utilisées	Nombre de données totales : 25 663 Nombre de données non utilisables : 641																
	Conditions de vent calme : <input checked="" type="checkbox"/> Pris en compte <input type="checkbox"/> Non pris en compte	Module de vents calmes utilisé																
Description de la stabilité atmosphérique	<input checked="" type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non	Analyse d'échelle de Monin-Obukhov																
Cycle diurne du développement de la couche de mélange atmosphérique	<input checked="" type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non	Le calcul de la hauteur de couche limite tient compte des heures précédentes dans la journée.																
Surélévation des panaches à l'émission	<input checked="" type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non	Modèle intégral de trajectoire 3D en sortie de cheminée utilisé.																
Polluants modélisés	<input checked="" type="checkbox"/> Polluants gazeux <input type="checkbox"/> Polluants particulaires	Les composés modélisés sont les oxydes d'azote (NOx)																
Sources modélisées	<input checked="" type="checkbox"/> Ponctuelle : 3 <input type="checkbox"/> Linéique : 0 <input type="checkbox"/> Surfactive : 0 <input type="checkbox"/> Volumique : 0 <input type="checkbox"/> Jet : 0	Les sources modélisées sont le rejet de l'incinérateur et les cheminées des chaudières BW3 et V5360																
Variation temporelle	<input checked="" type="checkbox"/> Facteurs d'émissions annuels ~ Facteurs d'émissions mensuels ~ Facteurs d'émissions horaires	Emissions considérées comme constantes au cours de l'année																
Nature des sols	<input checked="" type="checkbox"/> Variable ~ Fixe	Prise en compte du relief (IGN) et de la hauteur de rugosité (Corine Land Cover)																
Bâtiments obstacles	<input type="checkbox"/> Oui <input checked="" type="checkbox"/> Non	Dimensions des bâtiments/obstacles négligeables par rapport aux hauteurs des sources canalisées.																
Points récepteurs	<input checked="" type="checkbox"/> Oui <input type="checkbox"/> Non	9 riverains et 1 travailleurs (figure et tableau ci-dessous)																
		 <table border="1" data-bbox="877 2415 1942 2528"> <thead> <tr> <th>Typologie</th> <th colspan="3">Récepteur</th> <th>Typologie</th> <th>Récepteur</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td rowspan="3">Riverains</td> <td>R1</td> <td>R4</td> <td>R7</td> <td rowspan="3">Travailleur</td> <td rowspan="3">I1</td> </tr> <tr> <td>R2</td> <td>R5</td> <td>R8</td> </tr> <tr> <td>R3</td> <td>R6</td> <td>R9</td> </tr> </tbody> </table>	Typologie	Récepteur			Typologie	Récepteur	Riverains	R1	R4	R7	Travailleur	I1	R2	R5	R8	R3
Typologie	Récepteur			Typologie	Récepteur													
Riverains	R1	R4	R7	Travailleur	I1													
	R2	R5	R8															
	R3	R6	R9															
Temps d'intégration	<input checked="" type="checkbox"/> Horaire <input type="checkbox"/> Autre	-																
Paramètres calculés en sortie	<input checked="" type="checkbox"/> Concentration moyenne annuelle <input type="checkbox"/> Dépôt moyen annuel total (sec et humide)	Hauteur de calcul : 1.5 mètre au-dessus du sol pour les concentrations dans l'air ambiant																

► **Résultats**

La carte et tableau ci-après présentent la dispersion du panache de dioxyde d'azote et les concentrations moyennes annuelles (ou journalières maximales pour le NO₂) modélisées aux points récepteurs.

Figure 18 : Concentration moyenne annuelle modélisée en dioxyde d'azote (µg/m³)

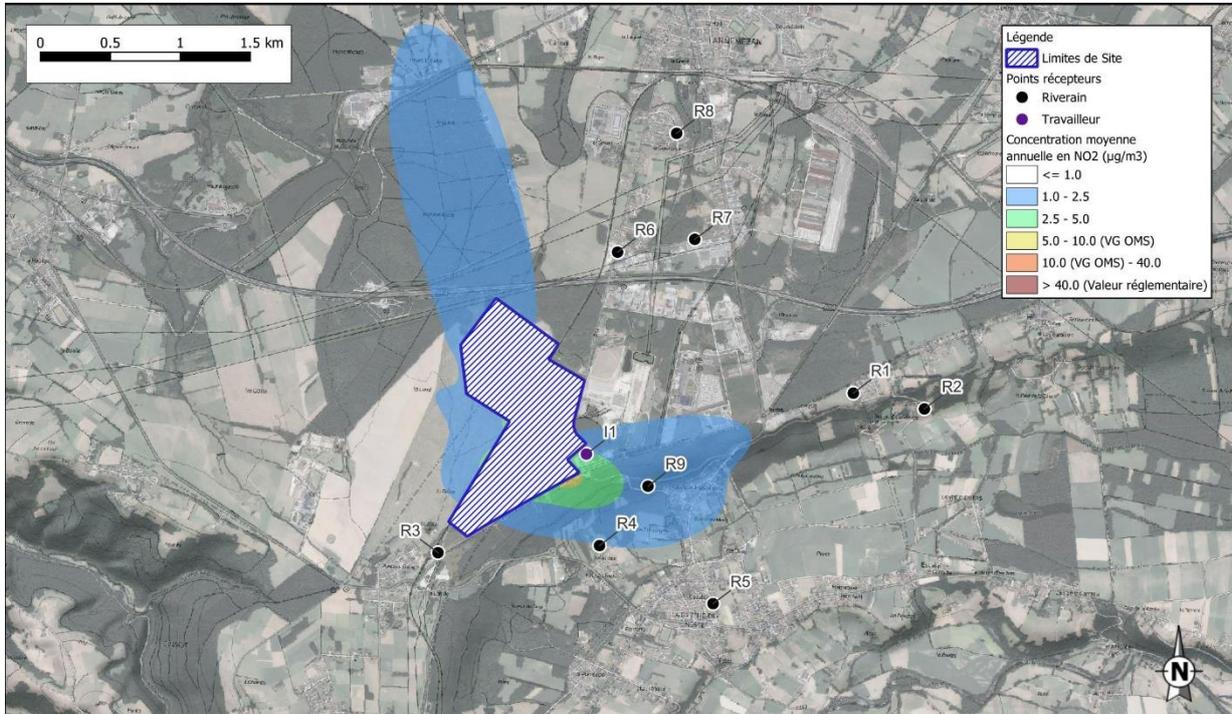


Figure 19 : Percentile 99 des concentrations journalières maximales (P99) modélisées en dioxyde d'azote (µg/m³)

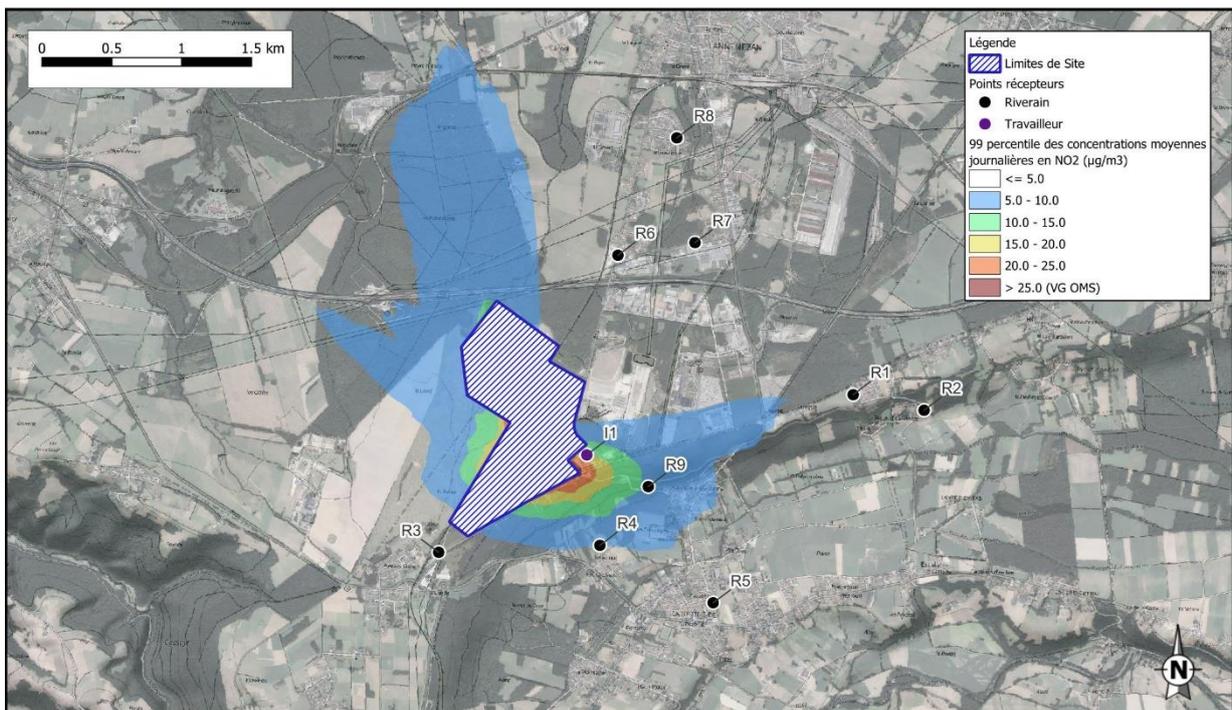


Tableau 14 : Tableau des concentrations modélisées au niveau des récepteurs

Récepteurs		Concentration moyenne annuelle de NO ₂ (µg/m ³)	Concentration maximale journalière P99 de NO ₂ (µg/m ³)
Typologie	Point		
Riverains	R1	0.63	4.07
	R2	0.47	2.64
	R3	0.38	2.57
	R4	0.97	5.01
	R5	0.46	2.46
	R6	0.26	1.59
	R7	0.26	1.55
	R8	0.20	1.23
	R9	1.86	9.01
Travailleurs	I1	2.75	15.78

3.4.2 Estimation des concentrations dans l'eau

L'estimation des concentrations dans le milieu aqueux après rejet est réalisée sur la base des concentrations des différents polluants dans le rejet et du ratio de dilution déterminé à partir du débit du cours d'eau considéré en amont avant rejet, selon la formule suivante :

$$[Substance]_{aval} = [Substance]_{rejet} * \text{Facteur de dilution}$$

Avec :

- $[Substance]_{aval}$ = Concentration de la substance dans le milieu après le rejet
- $[Substance]_{rejet}$ = Concentration de la substance dans le rejet (voir paragraphe 1.3.2)
- Facteur de dilution = Facteur de dilution appliqué de 0.17, basé sur le calcul présenté ci-dessous :

$$\text{Facteur de dilution} = \text{Débit rejet ARKEMA} / \text{Débit d'étiage (voir paragraphe 2.2.3)} = 243 / 1449 = 0.17$$

Tableau 15: Concentrations estimées dans la Baïse Darré en aval du rejet d'ARKEMA

Substance	Concentration estimée dans le rejet (mg/L)	Facteur de dilution	Concentration estimée dans le milieu en aval du rejet (mg/L)
DCO	38.6	0.17	6.5
MES	64.30		10.8
AOX	0.8		0.14

3.4.3 Calcul des niveaux d'exposition

3.4.3.1 Exposition par inhalation

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

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

$$CI = \frac{\sum_i C_i \times t_i}{T}$$

Avec :

- CI : concentration moyenne d'exposition
- Ci : concentration de polluant dans l'air inhalé pendant la fraction de temps ti (en mg/m³)
- ti/T : fraction du temps d'exposition à la concentration Ci pendant une journée (voir paragraphe 3.3)

Le tableau ci-dessous présente les doses d'exposition calculées pour les 2 scénarios d'exposition retenus (riverain et travailleur/riverain)

Tableau 16 : Calcul des doses d'exposition à seuil par inhalation pour les récepteurs adultes

Récepteurs		CI NO ₂ moyenne annuelle (µg/m ³)	CI NO ₂ à partir des concentrations maximales journalières (µg/m ³)
Typologie	Point		
Riverains	R1	0.63	4.07
	R2	0.47	2.64
	R3	0.38	2.57
	R4	0.97	5.01
	R5	0.46	2.46
	R6	0.26	1.59
	R7	0.26	1.55
	R8	0.20	1.23
	R9	1.86	9.01
Travailleur/riverain	I1 + Rmax	2.04	10.24

3.4.3.2 Exposition par ingestion

Par l'ingestion, les niveaux d'exposition sont calculés en fonction des quantités de la matrice eau ingérées et impactées par le site, des concentrations de polluants dans les matrices et du poids de l'individu considéré. Ils sont calculés pour l'ingestion d'eau à l'aide de la formule ci-dessous :

$$DJE = \frac{\sum_i Q_i \times C_i \times f_i}{P}$$

Avec :

- DJE= dose journalière d'exposition liée à l'ingestion de la substance (niveau d'exposition par ingestion)
- Qi= Quantité de matrice ingérée (eau, en l/h)
- Ci=concentration du composé i dans le milieu récepteur (mg/l)
- f= fréquence d'exposition : nombre d'heure d'exposition par an (heure/an)
- P= masse corporelle de la cible (enfant : 15 kg – adulte : 60 kg)

Le tableau ci-dessous présente les doses journalières d'exposition calculées pour les adultes et enfants :

Tableau 17 : Calcul des doses d'exposition à seuil par ingestion pour les récepteurs

Récepteurs	DJE DCO (mg/kg/j)		DJE MES (mg/kg/j)		DJE AOX (mg/kg/j)	
	Adulte	Enfant	Adulte	Enfant	Adulte	Enfant
Baigneur	3.8E-05	1.5E-04	6.4E-05	2.6E-04	8.4E-07	3.3E-06

3.5 Caractérisation des risques sanitaires

3.5.1 Méthodologie de calcul des risques

L'évaluation quantitative des risques sanitaires du site aboutit au calcul d'indicateurs de risque exprimant quantitativement les risques potentiels encourus par les populations du fait de la contamination des milieux d'exposition :

- Quotients de danger (QD) pour les effets à seuil ;
- Excès de risque individuels (ERI) pour les effets sans seuil.

Le Quotient de Danger (QD) et l'Excès de Risque Individuel (ERI) est déterminé à l'aide des formules ci-dessous :

$$QD = \frac{CI}{VTR_{AS,inh}} \quad ERI = \sum CI_i \times \frac{T_i}{T_m} \times VTR_{SS,inh}$$

Avec :

- QD = Quotient de Danger
- ERI : Excès de Risque Individuel
- CI = concentration moyenne inhalée pour la substance (niveau d'exposition par inhalation)
- VTR = valeur toxicologique de référence, à seuil, pour la voie et la durée d'exposition correspondant au scénario considéré
- T_i : durée de la période d'exposition i (en années) sur laquelle l'exposition (CI_i et DJE_i) est calculée
- T_m : durée de la vie (en années).

Aucune des substances intégrées dans le cadre de l'évaluation des risques sanitaires ne présentant de valeur toxicologique de référence (voir paragraphe 3.2.1), il ne sera ainsi pas réalisé de calcul de risque sanitaire, mais une comparaison aux valeurs de gestion disponibles

3.6 Comparaison aux valeurs de gestion

3.6.1 Concentrations dans l'air ambiant

L'utilisation d'autres valeurs que les Valeurs Toxicologiques de Référence peut être effectuée parallèlement à la quantification des risques sanitaires. 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 note d'information DGS/DGPR d'octobre 2014) 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**.

Le tableau suivant présente la comparaison des valeurs guides avec les concentrations maximales modélisées au niveau des récepteurs lors de la modélisation pour les substances concernées.

Tableau 18: Comparaison des valeurs maximales modélisées au niveau des récepteurs aux valeurs guides – Air ambiant

Substance	Cible	Valeur	Dose d'exposition maximale modélisée ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Valeur guide ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
NO ₂	Système respiratoire	Moyenne annuelle	Maximum Riverain (R9): 1.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Industrie (I1) : 2.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	10
		Percentile 99 des moyennes journalières	Maximum Riverain (R9): 9.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Industrie (I1) : 10.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	25

Le percentile 99 des concentrations moyennes journalières modélisées pour le NO₂ sont inférieures aux valeurs guides de l'OM au niveau des récepteurs les plus impactés. Aucun impact sanitaire significatif lié à l'inhalation n'est ainsi attendu.

3.6.2 Concentrations dans l'eau

Le tableau suivant présente la comparaison des valeurs guides avec les concentrations calculées dans le milieu naturel (Baïse Darré) pour les substances concernées :

Tableau 19: Comparaison des valeurs calculées aux valeurs guides (SEQ-EAU V2 2003) – Classes et indices de la qualité de l'eau par altération

Paramètre	Concentration calculée dans le milieu (mg/l)	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
DCO (mg/l O ₂)	6.5	20	30	40	80	
MES (mg/l)	10.8	2	25	38	50	
AOX (mg/l)	0.14	Pas de données disponibles				

Les concentrations calculées dans le milieu naturel font apparaître des états « bons » à « très bons » pour les paramètres disposant d'une valeur de référence (SEQ-EAU) à savoir les MES et la DCO.

3.7 Discussion des incertitudes

L'analyse des incertitudes d'une évaluation des risques et la sensibilité des paramètres retenus pour cette évaluation est une partie intégrante de l'EQRS. Afin de ne pas alourdir cette analyse tout en restant suffisant, les paramètres clés de l'évaluation réalisée sont ici discutés ainsi que leurs incidences sur les résultats de l'évaluation.

Les principales incertitudes liées à la caractérisation des risques concernent les points suivants :

- La quantification des émissions annuelles ;
- Les concentrations modélisées ;
- Les valeurs toxicologiques de référence ;
- Les temps d'exposition des cibles considérées ;

Les incertitudes associées à chacun de ces points sont discutées dans les paragraphes suivants.

3.7.1 Quantification des émissions annuelles

Le tableau suivant permet d'apprécier les critères de représentativité (majorant, représentatif, minorant, non quantifiable) des hypothèses retenues dans le cadre de la quantification des émissions. Le flux d'émissions annuel est le principal élément d'entrée du modèle. Il détermine en très grande partie la concentration modélisée.

Tableau 20: Représentativité des données relatives à la quantification des émissions de l'installation

Phase	Paramètre	Représentativité	Commentaire
Evaluation des émissions atmosphériques de l'installation	Localisation des sources retenues	Représentatif	Sources positionnées en fonction du plan du site
	Caractéristiques physiques des rejets (hauteur, T°, débit, ...)	Représentatif maximal pour les rejets canalisés	Les débits retenus des rejets canalisés sont les débits limites fixés par les arrêtés préfectoral du site. Les valeurs de température sont issues de mesures réalisées dans les rejets.
	Concentration à l'émission	Majorant	La quantification des émissions atmosphériques est basée sur les VLE à l'émission pour les sources canalisées.
	Temps de fonctionnement	Représentatif maximal	Le fonctionnement considéré pour l'ensemble des rejets est de 100% du temps représentant une valeur maximale du fonctionnement des installations. Certains rejets peuvent présenter un temps de fonctionnement annuel inférieur
Evaluation des émissions aqueuses de l'installation	Localisation du rejet retenu	Représentatif	Rejet positionné en fonction du plan du site
	Caractéristiques physiques du rejet (débit)	Représentatif	Le débit retenu est le débit moyen du rejet concerné, calculé sur la base de valeurs journalières depuis janvier 2018
	Flux à l'émission	Majorant	La quantification des émissions est basée sur les VLE à l'émission pour le rejet concerné (flux maximums).

3.7.2 Détermination des concentrations dans les milieux

3.7.2.1 Concentrations atmosphériques modélisées

La modélisation de la dispersion atmosphérique est basée sur des équations mathématiques qui doivent rendre compte des phénomènes physiques et chimiques comme nous pouvons les observer dans la réalité. Il y a donc une incertitude intrinsèque au modèle entourant les résultats de modélisation.

Le tableau suivant, liste les principales composantes du site et de son environnement, susceptibles, par leur complexité, de favoriser l'augmentation des incertitudes dans le calcul de dispersion. La complexité de ces composantes est classée suivant les critères : nulle, faible, moyenne, élevée.

Tableau 21 : Synthèse des incertitudes relatives aux données d'entrée générales de la modélisation

Paramètre	Complexité	Commentaire
Relief sur le domaine d'étude	Faible	L'environnement du site présente un relief peu marqué et intégré à la modélisation, dans le domaine de validité du modèle.
Occupation des sols sur le domaine d'étude	Faible	Les données d'occupation des sols ont été étudiées afin de définir un coefficient de rugosité représentatif autour du site. Ce coefficient est fixe sur l'ensemble du domaine d'étude.
Météorologie	Modérée	Les données utilisées pour la modélisation de la dispersion atmosphérique sont des données réelles horaires interpolées sur 3 ans (2020-2022) collectées auprès de la station Météo France la plus proche du site (Campistrous et Tarbes). La station de Campistrous se trouve à moins de 5 kilomètres au Nord du site, et peut donc être considérée comme représentative des données observées cette installation
Echelles spatiales étudiées	Faible	Les sites sensibles étudiés sont localisés entre quelques centaines de mètres et quelques kilomètres des sources, c'est à dire dans le domaine de validité du modèle.

Ainsi, les paramètres de modélisation généraux sont maîtrisés et ne sont pas de nature à remettre en cause les résultats obtenus pour les rejets atmosphériques.

3.7.2.2 Concentrations aqueuses

Les concentrations calculées dans le milieu naturel qu'est la Baïse Darré sont basées sur des calculs de dilution en fonction du débit moyen réel du rejet et du débit du milieu naturel (QMNA5). Cette méthodologie est celle mise en place lors du calcul de la détermination des seuils de rejets en 2019.

Également pour les rejets aqueux, les paramètres généraux sont maîtrisés et ne sont pas de nature à remettre en cause les résultats obtenus.

3.7.3 Temps d'exposition

Il a été pris en compte dans le cadre du scénario « habitation » et des scénarii travailleur/riverains, l'hypothèse que la population du domaine d'étude est exposée aux rejets du site 100 % du temps, c'est-à-dire 24h/24 et 365 jours par an.

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 Sûreté 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 temps passé hors du lieu d'habitation (données départementales – Hautes-Pyrénées) pour une commune ayant une population entre 2 000 et 20 000 habitants). Les activités présentées sont données à titre d'exemple, cette liste n'étant pas exhaustive.

Tableau 22 : Temps passé à l'extérieur du lieu d'habitation en min/jour (population entre 2 000 et 20 000 habitants par commune)

Lieu	Adulte		Enfant	
	17 à 60 ans	Plus de 61 ans	1 à 2 ans	2 à 7 ans
Promenade hors lieu d'habitation	63 <i>(25% de taux de pratique)</i>	75 <i>(33% de taux de pratique)</i>	45 <i>(100% de taux de pratique)</i>	75 <i>(100% de taux de pratique)</i>
Lieu de travail/garderie ou écoles	446 <i>(60% de taux de pratique)</i>	280 <i>(4% de taux de pratique)</i>	240 <i>(100% de taux de pratique)</i>	210 <i>(100% de taux de pratique)</i>
Autres lieux hors habitation	167 <i>(85% de taux de pratique)</i>	146 <i>(74% de taux de pratique)</i>	-	-

D'après les informations mentionnées dans ce tableau, la population adulte passe une importante partie de son temps à l'extérieur de son habitation. Les enfants en bas âge sont souvent en promenade à l'extérieur du domicile familial.

Ces données confirment que l'hypothèse retenue correspondant à une présence de 100 % du temps sur le lieu d'habitation (intérieur ou extérieur) est source d'incertitude mais conduit à une évaluation majorante des niveaux de risque.

En ce qui concerne les rejets aqueux, la prise en compte d'une exposition par baignade dans le milieu naturel considéré est quant à elle un scénario majorant, puisqu'il n'est pas porté à notre connaissance ce type d'activité pour ce milieu spécifique.

3.7.4 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.**

La note DGS/DGPR d'octobre 2014 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations de risques sanitaires dans le cadre des études d'impact a été prise en compte pour la sélection des VTR.

Ainsi, le choix des VTR n'est pas de nature à remettre en cause les conclusions de l'étude.

Conclusions

L'établissement à Lannemezan de la société ARKEMA souhaite réaliser une demande de dérogation relative à la mise en œuvre des Meilleures Techniques Disponibles pour les **émissions atmosphériques de NOx de l'incinérateur** ainsi que pour les **émissions aqueuses de DCO, MES et AOX**.

GINGER BURGEAP a conduit l'évaluation des risques sanitaires, nécessaire à la demande de dérogation. Cette évaluation vise à apprécier les effets (impacts) potentiellement induits par une installation en activité sur la santé des populations voisines et sur l'environnement aquatique.

L'ERS d'un site vise à apprécier les effets (impacts) potentiellement induits par une installation en activité ou en projet sur la santé des populations voisines. Cette étude a été réalisée selon la démarche intégrée définie dans le guide de l'INERIS « Evaluation de l'état des milieux et des risques sanitaires – Démarche intégrée pour la gestion des émissions de substances chimiques par les installations classées », conforme à la **circulaire du 9 août 2013** relative à la démarche de prévention et de gestion des risques sanitaires des installations classées soumises à autorisation.

Afin d'atteindre les objectifs fixés et de répondre aux demandes de la DREAL, les outils méthodologiques ont été appliqués dans 3 étapes successives :

- Évaluation des émissions de l'installation ;
- Évaluation des enjeux et des voies d'exposition ;
- Évaluation prospective des risques sanitaires.

► Évaluation des émissions

L'ensemble des rejets canalisés du site émettant des NOx a été considéré et correspond à 3 rejets canalisés. Les caractéristiques physiques des rejets ont été fournis par ARKEMA. Les débits massiques et concentrations correspondent aux valeurs limites prescrites dans les arrêtés préfectoraux de 2012 et 2021 du site

Pour les rejets aqueux, les émissions de DCO, MES et AOX issues du rejet E1 (rejet Lagunes) actuel ont été intégrées pour cette demande de dérogation.

► Évaluation des enjeux et conceptualisation de l'exposition

L'environnement immédiat de l'installation ARKEMA est industriel et rural. Le site est installé au sud de la commune de Lannemezan avec les premiers riverains à 300 mètres des limites du site. Les principales populations exposées aux émissions atmosphériques sont ainsi les travailleurs des industries situées à proximité immédiate ainsi que les riverains habitant à Lannemezan, Avezac-Prat-Lahitte et La Barthe-de-Neste. Quant aux rejets aqueux, ceux-ci sont envoyés vers la Baïse Darré, petit cours d'eau ne présentant pas à notre connaissance d'activité spécifique (baignade, pêche, captages AEP)

Au vu des informations récoltées, les expositions retenues sont :

- L'exposition chronique par inhalation pour les rejets atmosphériques gazeux considérés (NOx) ;
- Dans une optique majorante, l'exposition chronique par ingestion d'eau de baignade dans la Baïse Darré pour les rejets aqueux (DCO, MES et AOX)

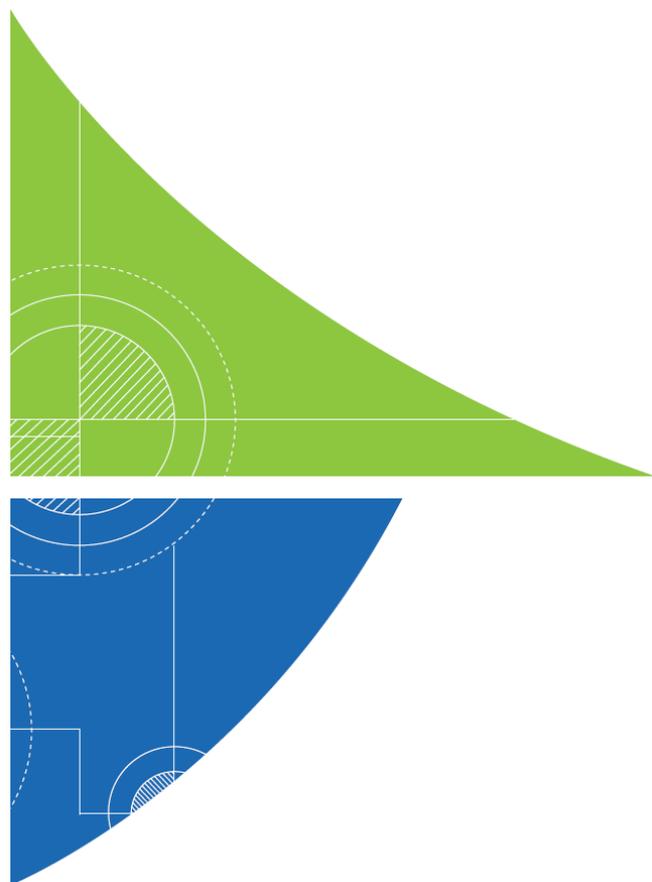
► Evaluation des risques sanitaires

L'absence de VTR pour le NO₂ ne permet pas la réalisation d'un calcul de risque sanitaire. Cependant, les concentrations modélisées au niveau des populations présentes à proximité sont inférieures aux valeurs de gestion disponibles (valeurs guides de l'OMS 2021). Aucun impact sanitaire significatif lié à l'inhalation n'est ainsi attendu.

Quant aux rejets aqueux, l'absence également de VTR pour les substances concernées (MES, DCO et AOX) ne permet pas de réaliser de calcul de risque pour cette voie d'exposition. Cependant, les concentrations calculées dans le milieu naturel après rejet font apparaître des états « bons » à « très bons » pour les paramètres disposant d'une valeur de référence retenue (SEQ-EAU pour les MES et la DCO). **Rappelons que la voie d'exposition retenue (ingestion d'eau de baignade) a été retenue dans une optique majorante afin de conserver les mêmes hypothèses que lors des précédentes études, mais qu'elle n'apparaît pas comme existante au vu des informations à disposition.**

Les différentes hypothèses retenues (quantification des émissions, choix des substances, valeurs toxicologiques de référence, ...) ainsi que les principales incertitudes intrinsèques à cette étude ne sont pas de nature à remettre en cause les conclusions proposées.

ANNEXES



Annexe 1. Hypothèses et détails des calculs des doses d'exposition

Cette annexe contient 2 pages.

Inhalation de substances dans l'air extérieur

Inhalation de substances gazeuses et particulaires

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
- Ci : concentration de polluant dans l'air inhalé pendant la fraction de temps ti (en mg/m3)
- ti : fraction du temps d'exposition à la concentration Ci 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)
- T : durée d'exposition (en années)
- Tm : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée

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

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

Les volumes respiratoires moyens sont pris égaux à 20 m³/jour pour les adultes et les enfants à partir de 7 ans en référence aux débits considérés par les organismes internationaux pour la dérivation des valeurs toxicologiques. On notera cependant que la moyenne établie pour les hommes et les femmes adultes à partir des données de CIBLEX sont de 25,7 m³/jour en période active et 17,5 m³/jour en période de sommeil, pour les enfants de 7 à 12 ans, la moyenne est de 20,9 m³/jour et de 21,4 m³/jour pour les adolescents de 12 à 17 ans.

Pour les enfants de 0 à 7 ans, le volume respiratoire considéré est de 10 m³/jour (moyenne entre les garçons et les filles en période active à partir des données de CIBLEX).

Rappelons que ces volumes respiratoires ne sont pris en compte que pour la dérivation des valeurs toxicologiques de la voie orale à la voie inhalation le cas échéant ; en l'absence de dérivation, ils n'interviennent pas dans les calculs des risques sanitaires.

INGESTION D'EAU

Le calcul de la dose a été réalisé avec l'équation générique suivante :

$$DJE_{i,s} = \frac{C_{i,s} * Q_i * T * F}{P * T_m}$$

Avec :

- DJE= dose journalière d'exposition liée à l'ingestion de la substance (niveau d'exposition par ingestion)
- Qi= taux d'ingestion d'eaux en l/h
- Ci=concentration du composé i dans le milieu récepteur
- F= fréquence d'exposition : nombre d'heur d'exposition par an (heure/an)
- P= masse corporelle de la cible (enfant : 15 kg – adulte : 60 kg)
- T = durée d'exposition (années)
- Tm= période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée (Tm = T pour les effets à seuil et Tm = 70 ans pour les effets sans seuil)

Concernant la fréquence d'exposition

- Dans l'ouvrage « Exposure Factors Handbook » édité par l'US EPA (1997), le temps de baignade en piscine est de 180 min/mois (centile 90) pour les enfants de 1 à 17 ans (divisé en sous catégories avec le même centile 90), la valeur médiane est de 42 min/mois pour les enfants de 1 à 4 ans et de 60 min/mois pour les enfants de 4 à 17 ans. En considérant que la baignade ne se produit que 4 mois dans l'année, le centile 90 des temps de baignade pour toutes catégories d'enfants d'âge compris entre 1 et 17 ans est de 12 h/an.
- Les valeurs proposées par le modèle intégré RISC pour les durées et fréquence des baignades sont : une baignade de 2.6 heures à raison de 36 baignades par an, soit un total de 93,6 h/an (valeur RME « raisonnable maximal exposure ») ou à raison de 5 baignades par an, soit un total de 13 h/an (valeur typique).

Compte tenu de ces deux sources de données, nous retiendrons la valeur centile 90 de l'EPA pour toutes catégories d'enfants d'âge compris entre 1 et 17 ans, **de 13 heures/an** correspondant à une exposition typique.

Concernant la quantité d'eau ingérée durant la baignade

- Dans l'ouvrage « Exposure Factors Handbook » édité par l'US EPA (1997), la quantité totale d'eau ingérée par jour, pour les enfants de 1 à 3 ans, sont de 0.3 l/j (médiane) et 0.69 l/jour (centile 90) ; pour les enfants de 1 à 10 ans, la médiane est de 0.4 l/j et le centile 90 de 0.9 l/jour.
- Spécifiquement durant la baignade, ni le document Child-Specific Exposure Factors Handbook , ni l'Exposure Factors Handbook ne proposent de valeurs à prendre en compte. Les valeurs proposées par le modèle intégré RISC pour l'ingestion d'eau durant la baignade distinguent les valeurs « typiques » et les valeurs RME « raisonnable maximal exposure », qui sont : Q (RME) = 0.05 l/heure et Q(Typique) = 0.01 l/heure tant pour les enfants (0 à 6 ans) que pour les adultes.

Afin de rester homogène, nous retiendrons la valeur de **0,01 l/h** correspondant à une exposition typique.

Annexe 2. Présentation du logiciel ADMS

Cette annexe contient 6 pages.

Grâce à ses performances techniques, ADMS est considéré par l'INERIS², l'InVS³ et l'US EPA comme la nouvelle génération (Advanced model) des modèles gaussiens de dispersion atmosphérique. Ses principales caractéristiques techniques sont les suivantes :

Description verticale de la couche atmosphérique (entre la surface et 2000 mètres d'altitude)

L'un des points forts d'ADMS est de ne plus décrire la stabilité de l'atmosphère grâce aux classes de Pasquill-Gifford (utilisées depuis les années 60), mais grâce à des paramètres physiques qui varient de façon continue (analyse d'échelle permettant notamment de caractériser le niveau de turbulence atmosphérique dans les 3 dimensions). Cette nouvelle approche présente deux avantages majeurs :

- Une description continue de l'atmosphère, et non plus sous forme de classes limitant le nombre de situations météorologiques.
- Une description verticale de l'atmosphère, prenant en compte la turbulence atmosphérique générée par le frottement du vent au sol et le réchauffement de la surface par le rayonnement solaire. La couche atmosphérique n'est donc plus considérée comme une couche homogène et les paramètres de dispersion varient dans les 3 dimensions.

Pré-processeur météorologique

ADMS intègre par ailleurs un pré-processeur météorologique, qui recalcule les profils verticaux des paramètres météorologiques (vent, température, turbulence), à partir des données de surface fournies par Météo France et des paramètres du site (occupation des sols et topographie). Une fois les profils verticaux établis, ADMS peut simuler la dispersion des panaches.

ADMS travaille en mode séquentiel horaire

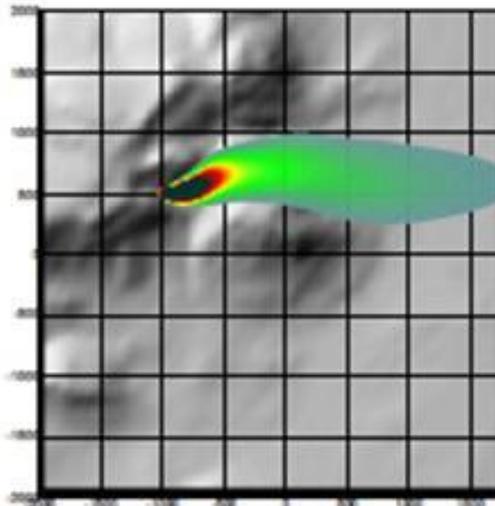
Beaucoup de gaussiens « classiques » travaillent en mode statistique : à partir de données météorologiques horaires ou tri-horaires, ils regroupent les situations météorologiques par classes, et effectuent le calcul de dispersion en attribuant un poids statistique à chacun des résultats. ADMS effectue un calcul de dispersion pour chaque donnée météorologique horaire (de façon automatique et transparente pour l'utilisateur), et cela sur du long-terme (jusqu'à 5 années). De plus, le pré-processeur intégré à ADMS tient compte des conditions météorologiques passées, ce qui permet de prendre en compte l'évolution diurne de la couche atmosphérique (situation convective par exemple), ce qui n'est pas le cas des gaussiens classiques.

Prise en compte du relief

ADMS intègre un modèle fluide diagnostique, FLOWSTAR, qui calcule au besoin les champs de vent et de turbulence en 3D (résolution horizontale de l'ordre de 100 mètres, sur 10 niveaux verticaux) sur tout le domaine d'étude, pour chaque situation météorologique horaire ou tri-horaire. Il utilise les données topographiques directement disponibles auprès de l'IGN. Les modèles gaussiens « classiques » ne prennent généralement en compte le relief que de façon très grossière, en ré-évaluant de façon approximative la hauteur des panaches par rapport au sol. Le vent reste néanmoins constant sur tout le domaine d'étude. La modification de la trajectoire d'un panache liée à la présence d'une colline n'est pas envisageable, contrairement à ce qui est calculé par ADMS (exemple de résultat ci-dessous).

² Guide méthodologique « Évaluation des Risques Sanitaires dans les Études d'impact des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement », INERIS 2003.

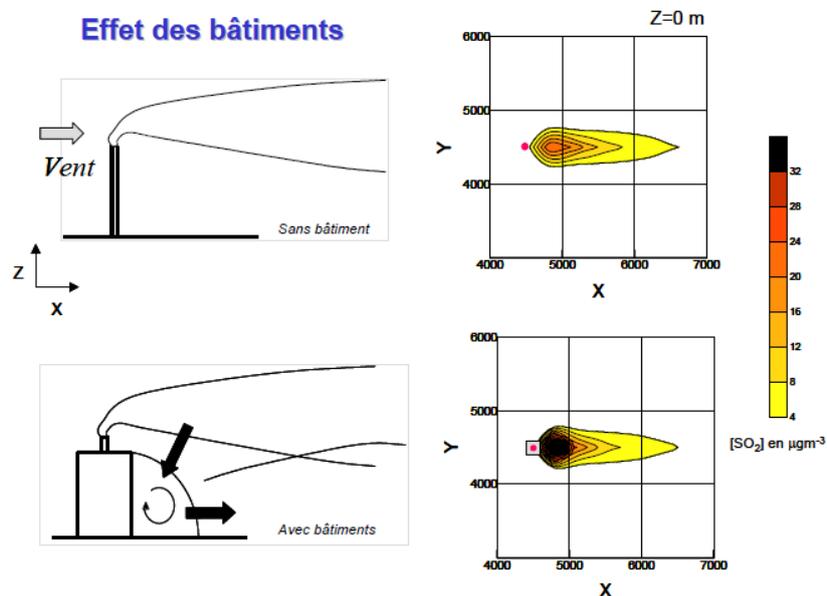
³ Rapport « INCINERATEURS ET SANTE, Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM. Etat des connaissances et protocole d'une étude d'exposition » Institut de Veille Sanitaire - Département Santé Environnement, 2003.



Dispersion d'un panache par ADMS sur un relief complexe.

Le module bâtiment

Un module de bâtiment (« Buildings Option ») permet de prendre en compte l'influence des bâtiments d'un site industriel sur la dispersion des panaches. A titre d'exemple, un exutoire situé en toiture d'un bâtiment industriel de 30 mètres, sera considéré comme une cheminée de 30 mètres de hauteur placée sur un terrain plat par les modèles gaussiens « classiques ». Au contraire, ADMS peut prendre en compte l'influence des bâtiments susceptibles de fortement perturber la dispersion (rabattement de panache, zones de recirculation...).



Effet d'un bâtiment industriel sur la dispersion d'un panache

Le modèle de déposition des particules intégré

Un module de calcul de dépôt intégré à ADMS permet de prendre en compte les phénomènes de dépôt sec (diffusion au sol des panaches et chute par gravité) et de dépôt humide (lessivage par les précipitations) pour les effluents particulaires. Pour le dépôt sec, le module utilise une formulation du type :

$$F_d = V_d C(x, y, 0)$$

Où :

- F_d est le flux de déposition en masse par unité de surface et par unité de temps,
- V_d la vitesse de déposition,
- $C(x, y, 0)$ la concentration au sol au point de coordonnées (x, y) pour le polluant considéré.

Contrairement aux modèles classiques qui utilisent une vitesse de déposition constante dans le temps et sur le domaine, le module de dépôt de ADMS calcule (pour chaque type de particule) les vitesses de déposition toutes les heures et pour chaque point de la grille de calcul. Ce calcul tient compte des conditions météorologiques (vents et stabilité), de la nature variable des sols (rugosité) et des propriétés des particules (granulométrie et densité). Le taux de lessivage intervenant dans le calcul du dépôt humide est quant à lui homogène sur le domaine, mais est cependant recalculé toutes les heures à partir des données horaires (ou à défaut tri-horaires) de précipitation (données Météo France). Le taux de lessivage appliqué au panache est calculé suivant la formulation suivante :

$$\Lambda = a \times P^b$$

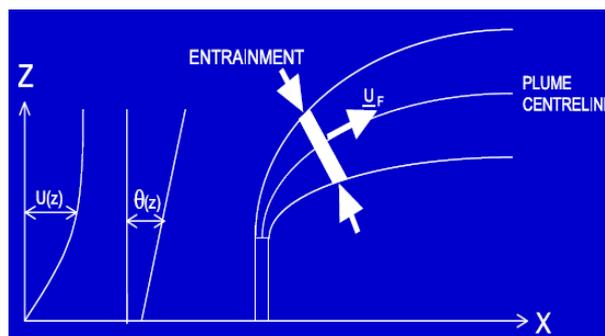
Où :

- Λ est le taux de lessivage (en s⁻¹),
- P le taux de précipitation (en mm/h),
- a et b deux constantes déterminées expérimentalement.

Le modèle intégral de trajectoire de panache

Afin de tenir compte des effets de vitesse et de température en sortie de cheminée sur l'élévation des panaches, beaucoup de modèles utilisent une simple « sur-hauteur » estimée empiriquement (formules de Holland, Briggs...). ADMS utilise un modèle intégral qui calcule précisément la trajectoire des panaches en sortie de cheminée, en fonction des paramètres d'émission (vitesse et température) et des conditions atmosphériques (profils de vent et de température). Ce modèle améliore nettement la précision des concentrations calculées. Il prend également en compte les effets de sillage des cheminées (turbulence), lorsque celles-ci ont un diamètre important.

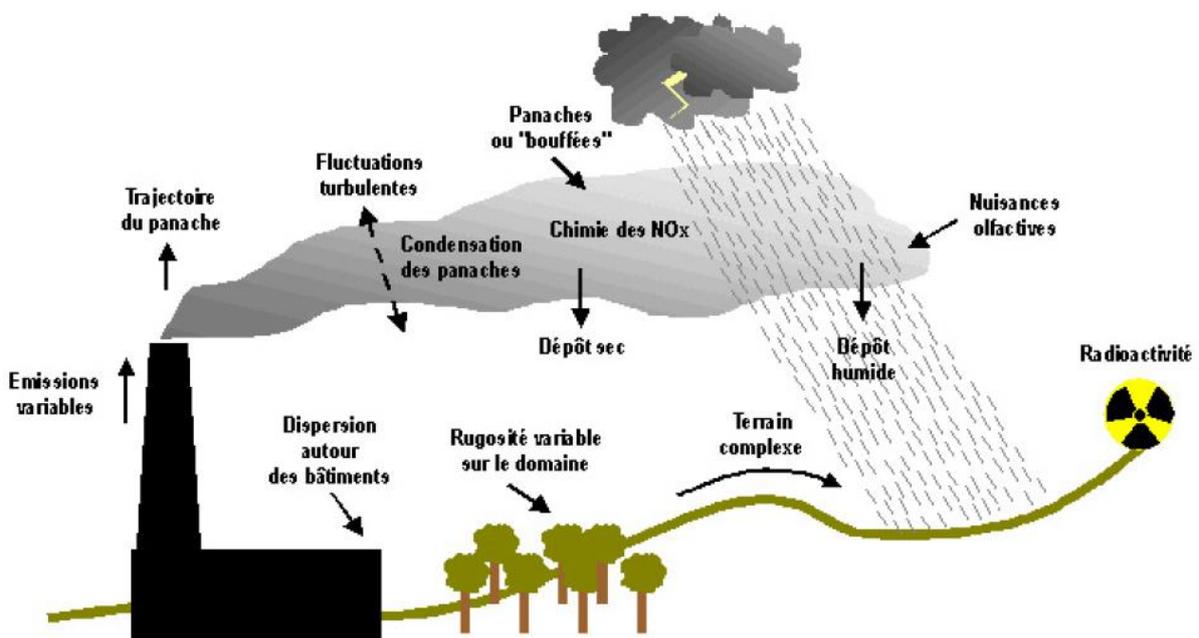
Remarque : ce sont principalement ces phénomènes turbulents induits par les bâtiments, la turbulence en sortie de cheminée et les effets de sillage qui font que les modèles gaussiens « classiques » ne sont pas valides dans un rayon inférieur à 100 mètres de la source, ce qui n'est pas le cas d'ADMS dont le module bâtiment a par exemple été complètement validé par des tests en soufflerie.



Modèle intégral de trajectoire utilisé dans ADMS

Outre ses avantages techniques, ADMS intègre dans sa version de base de nombreux modules permettant de faire des calculs spécifiques, qui ne sont souvent pas proposés par les autres modèles de sa catégorie.

- Un module de « bouffée » (« Puff »), qui permet d'étudier la dispersion d'émissions accidentelles en fonction du temps (régime non-stationnaire). Ce module permet de calculer des doses pour des points spécifiques.
- Un module chimique qui permet de calculer la répartition NO/NO₂ et la concentration en ozone : en général, les taux d'émissions concernent en effets les NO_x, et les valeurs réglementaires le NO₂. Un calcul photochimique est donc nécessaire.
- Un module de côte qui permet de prendre en compte l'interface terre/mer lorsque les sites sont situés en bordure de mer.
- Un module qui permet d'entrer des profils temporaires d'émission (exemple : arrêt des installations la nuit ou le week-end), mais également des données horaires d'émission.
- Un module qui permet de modéliser les nuisances olfactives (résultats en unités odeurs et calcul statistique de nombre de dépassement de seuil annuel), et de prendre en compte les fluctuations turbulentes des concentrations à très court-terme (quelques secondes).
- Un module qui permet de calculer les nuisances visuelles des panaches (condensation des panaches en fonction des conditions météorologiques).
- Un module « Radioactivité » qui permet de calculer la décroissance radioactive de polluants spécifiques et la décomposition des isotopes en éléments filles.

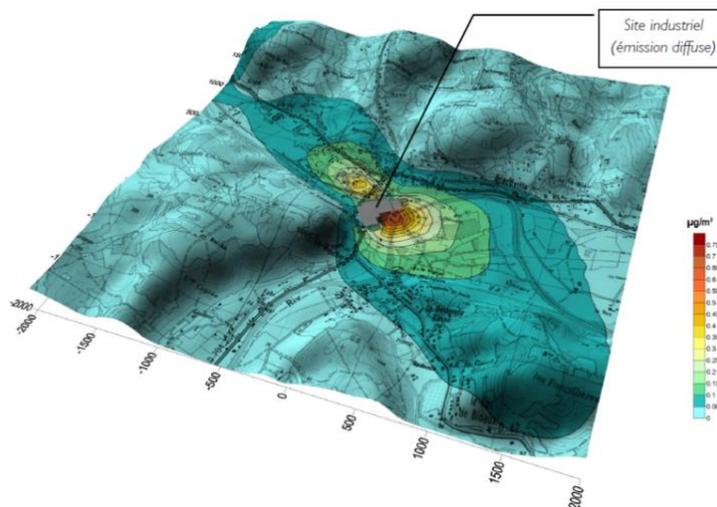


Phénomènes et processus pris en compte par ADMS

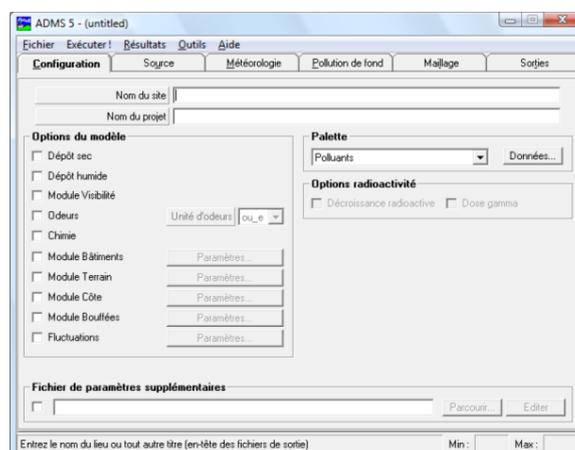
EXPLOITATION DES RESULTATS

Bien que pouvant prendre en compte des phénomènes complexes, le logiciel ADMS reste l'un des plus conviviaux du marché des logiciels de dispersion :

- Interfaçage Windows complet (Windows 95, 98, NT, 2000, XP, 7).
- Le logiciel intègre un convertisseur de données topographiques, qui permet d'entrer directement les données de relief (données DAD fournies par NUMTECH ou IGN par exemple) dans ADMS. De même, un convertisseur développé par NUMTECH permet d'intégrer directement les données météorologiques nécessaires au calcul de dispersion (données DAD fournies par NUMTECH ou Météo France par exemple).
- ADMS sort les résultats sous format texte (grille, ou tableaux pour des points particuliers). Il possède d'autre part un lien direct avec le logiciel graphique SURFER, qui permet de tracer directement les résultats sous forme de cartographies couleurs (voir ci-dessous). Il intègre également un outil « le Mapper » qui permet désormais le tracé de contours.
- Un lien direct avec les SIG ArcView et MapInfo qui permet d'entrer directement des sources d'émissions à partir de cartes (en « cliquant » sur des cartes), mais aussi de visualiser directement les résultats au format SIG.
- Les simulations ADMS peuvent d'autre part être lancées en procédure automatique « batch », c'est-à-dire les unes après les autres sans intervention de l'utilisateur.



Exemple de résultat obtenu grâce aux logiciels ADMS/SURFER (concentrations au niveau du sol)



Interface du logiciel ADMS 5

VALIDATIONS ET REFERENCES

ADMS a été validé internationalement : comparaison modèle/mesures, publication dans des revues scientifiques internationales, présentation régulière aux Conférences internationales d'harmonisation, validation grâce à l'outil européen d'évaluation « Model Validation Kit »,...

A ce titre, ADMS est utilisé par de nombreuses références nationales et internationales : INERIS, AFSSET, DRASS Ile de France, IRSN, CEA Cadarache, Météo France, Ecole Centrale de Lyon, ASPA, AIRFOBEP, AIR Languedoc Roussillon, TOTAL, RHODIA, SOLVAY France, BP, Shell, Exxon, Texaco, Conoco, PowerGen, Nuclear Electric, Astra Zeneca, ainsi que de nombreuses sociétés d'ingénierie et bureaux d'études (Rhoditech, SNPE, URS France, APAVE, SOGREAH, BURGEAP...).

ADMS est préconisé par l'INERIS dans le Guide Méthodologique de l'Evaluation des risques liés aux substances chimiques dans l'étude d'impact des ICPE, 2003. Il est considéré par l'InVS (rapport Incinérateur et santé, 2003) comme étant « à la pointe des dernières mises à jour scientifiques en matière de modèle gaussien ».



ADMS : « L'Etat de l'art » de la modélisation gaussienne

La « nouvelle génération »
des modèles de dispersion
INERIS, Guide ERS 2003



« An advanced model
for calculating concentrations »
US EPA, Center for Regulatory Air Models, 2003

ADMS5
ATMOSPHERIC DISPERSION MODELLING SYSTEM